



TITLE:

# 水質学的安全性と信頼性を考慮した下水処理機能の計画に関する研究( Dissertation\_全文 )

AUTHOR(S):

田中, 宏明

---

CITATION:

田中, 宏明. 水質学的安全性と信頼性を考慮した下水処理機能の計画に関する研究. 京都大学, 2002, 博士(工学)

ISSUE DATE:

2002-01-23

URL:

<https://doi.org/10.14989/doctor.r10859>

RIGHT:

水質学的安全性と信頼性を考慮した  
下水処理機能の計画に関する研究

2001年12月

田 中 宏 明

水質学的安全性と信頼性を考慮した  
下水処理機能の計画に関する研究

2001年12月

田 中 宏 明

## 要 約

本研究の目的は、下水処理水や下水処理水再利用での水質学的安全性と信頼性を考慮して、下水処理機能を計画するための方法論を開発するものである。研究の焦点は、下水処理水や再利用水に含まれる腸管系ウイルスを対象とし、市民が接触する可能性のある再利用用途での、腸管系ウイルスからの感染リスクに対して、実質的な安全性が保たれ、許容できると考えられる程度のリスクレベルを確保するための下水処理機能、特に再利用施設の機能を計画するための方法論の開発を行うことである。

病原性微生物対策に成功した感がある先進国においても、依然、水道水源やレクリエーション水域での病原性微生物による水系感染が発生しており、今後、下水処理水の放流量や下水処理水再利用が増加することで、下水処理水への一般市民の接触が増加すると予想される。このため、下水処理水の放流先の水利用が重要な場合や市民が接触する機会がある再利用用途では、水系感染微生物、中でも腸管系ウイルスや原虫など指標細菌では必ずしも代表できず、環境耐性が高く、感染性の高いモニタリングの困難な病原体の管理は重要となる。しかし、これまでの水域、排水、下水処理水再利用での病原性微生物基準は、主として病原性細菌から受ける健康被害を避けるため、大腸菌群数等による指標細菌での基準設定がほとんどであり、腸管系ウイルスや原虫を指標とする基準はほとんどない。

このような病原性微生物の管理を行うため、化学物質では広く利用されはじめたりリスク評価の手法は有効である。本研究ではこれまでの病原性微生物を対象としたリスク評価の研究事例を整理し、暴露対象、暴露頻度、処理や環境での減衰を考慮して、下水処理水や再利用水に含まれる病原性微生物に対するリスク評価の手順を体系的に示した。

これまで報告されている研究では、都市下水の腸管系ウイルス濃度は、下水の性状と下水処理施設の相互の要因によって、大きく変化することが示されている。このため、大きく変動する可能性のある腸管系ウイルスに対する感染リスクの評価方法を新たに開発する必要があると考えられた。

そこで、腸管系ウイルス濃度が大きく変動すると予想される下水処理水や再利用水での安全性を評価する方法を2つ提案した。第一は、信頼性という概念を用いるもので、下水処理水や再利用水に含まれる病原性微生物から生じる1回の暴露による感染リスクが、年間での許容可能な感染リスクを設定した場合、それに相当する1回の暴露による感染リスクを越えない時間の確率として定義するものである。もう一つは、変動するウイルス濃度に対応して生じる年間感染リスクの分布をMonte Carlo法で推定し、その期待値、あるいは95%の上限値として評価する方法である。

開発した方法を用いて、カリフォルニア州下水処理水再利用基準、California Wastewater Reclamation Criteria(Title22)で規定される、凝集、濾過、消毒で構成される三次処理プロセスを用いた場合の下水処理水再利用の安全性を、本研究では事例研究した。カリフォルニア州の4つの下水処理場での二次処理水に含まれる腸管系ウイルスの測定データを統計的に解析し、ゴルフコースの灌漑、食用農作物の灌漑、水泳が行われているレクリエーション用水、地下水の人工涵養に利用される下水処理水再利用の安全性を定量した。



U. S. EPA (米国環境保護庁) の飲料水安全法に基づく Surface Water Treatment Rule (表流水処理規則) において、世界で初めて許容可能な年間感染リスクレベルとして、1 万人に 1 回の感染が提案され、水道施設で必要な病原性微生物に対する浄水処理機能が評価された。

本研究では、下水処理水や再利用水の安全性を評価する対照として、米国の水道供給施設で想定しているこの安全性を想定し、さらにその浄水施設が期待されている信頼性の水準を考察し、使用した。

信頼性に基づく判定の結果、カリフォルニア州の下水処理水再利用基準を満足する三次処理施設では、4 つの再利用用途の中で、ゴルフコースの灌漑、食用農作物の灌漑、地下水の人工涵養は、米国の水道供給施設と同程度に安全と評価された。しかし、水泳が行われるレクリエーション利用は必ずしも、米国の水道供給施設と同程度とはいえなかった。Monte Carlo 法に基づく方法で推定された年間の感染リスクは、期待値でも 95 % の信頼区間の上限値でも、カリフォルニア州の下水処理水再利用基準を満足する三次処理施設では、4 つの再利用用途の中で、ゴルフコースの灌漑、食用農作物の灌漑、地下水の人工涵養は、米国の水道供給施設と同程度に安全と評価された。従って、信頼性を基にした評価による判定も Monte Carlo 法による判定もほぼ同じ傾向となることが分かった。

次に、下水処理水再利用での三次処理施設での腸管系ウイルス除去率が変動するため、それが及ぼす信頼性への影響を考察した。この結果、腸管系ウイルス除去率の変動性を考慮する場合には、高い腸管系ウイルス濃度の発生頻度、それに伴う高いリスクの発生頻度が増加するため、腸管系ウイルス除去率の変動性の検討は、下水処理水再利用の安全性を検討する場合には影響を及ぼすことが分かった。

信頼性に基づいた評価方法を用いて、下水処理水再利用を例に、許容できる感染レベルと信頼性を確保するために、腸管系ウイルスを除去に必要な下水処理機能を決定する方法を開発した。カリフォルニア州での下水処理水再利用で、観測された 4 つの下水処理場の二次処理水を用いる場合、下水処理水再利用の安全性を米国の水道供給施設と同等に確保するためには、三次処理に要求される腸管系ウイルスの対数除去率は、水泳が行われるレクリエーション用水、ゴルフコースの灌漑利用、農作物の灌漑利用、地下水への人工涵養の順に高い機能が必要であり、地下水への人工涵養に対しては、二次処理水のままで問題は生じないと考えられた。

さらに、処理機能の変動性を考慮して、下水処理水や再利用水の安全性と信頼性を満足する処理要件を求める方法を開発した。三次処理に要求される腸管系ウイルスの除去性能は、除去率の幾何平均と変動係数でその条件を表すことができる。

今後、我が国においても、下水処理、再利用、合流式下水道越流水対策などの計画・設計に当たっても、本研究で提示した、衛生学的な安全性と処理機能の信頼性を考慮した定量的な評価手法を用いて、考察することが可能である。

# 水質学的安全性と信頼性を考慮した下水処理機能の計画に関する研究

## 目 次

第1章	緒論	1
1. 1	緒言	1
1. 2	研究の目的	2
1. 3	研究の主眼	2
1. 4	論文の構成	2
第2章	下水処理における病原性微生物のリスク管理	4
2. 1	水系感染性微生物の制御の重要性	4
2. 2	環境水や排水の衛生学的基準	6
2. 2. 1	米国での環境水や排水の衛生学的基準	6
2. 2. 2	我が国における環境水や排水の衛生学的基準	7
2. 3	下水処理水再利用の重要性と衛生学的基準	8
2. 3. 1	米国と我が国における下水処理水再利用の状況	8
2. 3. 2	米国の下水処理水の再利用基準	10
2. 3. 3	我が国の下水処理水再利用の水質基準	13
2. 4	腸管系ウイルスの下水処理水での重要性と既存の知見	14
2. 4. 1	腸管系ウイルスの種類	15
2. 4. 2	下水の腸管系ウイルスの主要な媒介経路	15
2. 4. 3	水環境の腸管系ウイルスの挙動	17
2. 5	下水処理プロセスでのウイルスの挙動	18
2. 5. 1	一次処理	18
2. 5. 2	二次処理	18
(1)	活性汚泥法	18
(2)	散水濾床法	18
(3)	酸化池や安定化池	18
2. 5. 3	三次処理	19
(1)	凝集	19
(2)	濾過	19
(3)	活性炭	19
(4)	膜処理法	19

2. 5. 4	消毒	2 1
(1)	塩素処理	2 1
(2)	オゾン処理	2 1
(3)	紫外線消毒	2 1
2. 5. 5	下水処理のフローダイアグラム	2 2
2. 5. 6	カリフォルニア州再利用基準に適合した三次処理	2 2
2. 6	結語	2 5
2. 7	参考文献	2 5
第3章	感染リスクの定量化方法と下水処理水の安全性評価への利用	2 9
3. 1	リスクアセスメント	2 9
3. 2	用量反応モデル	3 0
3. 2. 1	生体内の用量を反映したモデル	3 1
3. 2. 2	指数(exponential)用量反応モデル	3 2
3. 2. 3	ベータポアソン用量反応モデル	3 2
3. 2. 4	経験的モデル	3 3
(1)	対数正規(lognormal)モデル	3 4
(2)	ロジステック(logistic)モデル	3 4
3. 2. 5	病原性微生物の用量反応モデルのパラメータ同定	3 4
3. 3	暴露評価	3 8
3. 4	飲料水への利用	3 9
3. 5	水処理水への利用	4 0
3. 6	下水処理水の再利用への利用	4 1
3. 7	貝類摂取への利用	4 1
3. 8	下水処理水や再利用水などの感染リスク評価の意義	4 2
3. 9	下水処理水や再利用水への適用方法	4 3
3. 10	結語	4 5
3. 11	参考文献	4 6
第4章	微生物濃度変動を考慮した下水処理水再利用の安全性を評価する方法	4 9
4. 1	下水処理水再利用の信頼性	4 9
4. 2	下水処理水再利用の信頼性の測定	5 0
4. 3	モンテカルロ法による下水処理水再利用の感染リスクの期待値	5 3
4. 4	許容すべきリスクと信頼性の考え方	5 6
4. 4. 1	米国水道水での許容可能な感染リスクの考え方	5 6
4. 4. 2	SWTR（表流水処理規則）で要求される浄水処理基準	5 7
4. 4. 3	SWTR（表流水処理規則）で想定されるシステムの failure	5 8

4. 5	許容されるリスクレベルの議論	58
4. 6	結語	59
4. 7	参考文献	60
第5章	カリフォルニア州の下水処理水再利用を対象とした安全性評価	63
5. 1	事例研究と曝露のシナリオの概観	63
5. 2	下水処理場の二次処理水のウイルス濃度の変化	63
5. 2. 1	下水処理後のウイルス濃度のデータ分析	63
5. 2. 2	本研究で使用する下水処理の再利用水のウイルス濃度のデータベース	65
5. 2. 3	対数正規分布の適用	65
5. 2. 4	回帰分析の結果	68
5. 2. 5	Kolmogorov-Smirnovの適合検定	69
5. 3	カリフォルニア州再利用基準Title 22に従う三次処理の信頼性	73
5. 4	カリフォルニア州再利用基準を満たす下水処理水再利用の年間感染リスクの期待値	75
5. 5	信頼性と期待値による評価方法の比較	80
5. 6	三次処理の効率の変動性と下水処理水再利用の信頼性への影響	84
5. 6. 1	処理効率の変動性の影響	84
5. 6. 2	除去率が変動する三次処理プロセスで処理された再利用水のウイルス濃度	89
5. 6. 3	変動する三次処理除去率を考慮した信頼性の評価方法	90
5. 6. 4	除去率の変動性を考慮した場合のカリフォルニア州下水処理水再利用の信頼性	91
5. 7	結語	93
5. 8	参考文献	95
第6章	水質学的安全性と信頼性を考慮した下水処理機能の計画立案の方法	98
6. 1	三次処理の除去率の違いによる下水処理水再利用の信頼性への影響	98
6. 2	許容年間感染リスクを必要な信頼性で確保するために要求される三次処理除去率	102
6. 3	水道供給施設に相当する安全性を満たすために必要な三次処理除去率	104
6. 4	処理率の変動性を考慮した場合の処理要件の決定法	107
6. 5	衛生学的水質の安全性を満足するために、必要な下水処理水や再利用水で下水道機能決定の方法	111
6. 6	結語	114

6. 7	参考文献	1 1 5
第 7 章	結論	1 1 6
付録ー 1	A.1 腸管系ウイルスのデータベースの対象となる下水処理場の詳細	1 2 0
付録ー 2	A.2 回帰分析を用いた定数性分布のパラメータ推定	1 2 2
付録ー 3	A.3 Kolmogrov-Smirnov 適合検定	1 2 4
付録ー 4	A.4 事例研究のシナリオの詳細	1 2 6
付録ー 5	A.5 モンテカルロ法	1 2 8
記号		1 3 1
謝 辞		1 3 2

## 図 目 次

図 2 - 1	California 州の非制限的な(unrestricted)用途を目的とした下水処理水の再利用で必要な三次処理の内容	13
図 2 - 2	Pomona Virus 研究で用いられた 4 つの三次処理施設	23
図 2 - 3	カリフォルニア州の非制限的な用途を目的とした下水処理水の再利用で必要な 3 次処理のウイルス除去率	24
図 3 - 1	リスクアセスメントとマネジメントの基本的考え方	29
図 3 - 2	低濃度の用量での各種の病原性微生物の感染リスクの比較	37
図 3 - 3	下水処理水や再利用水における病原性微生物感染リスクを決める手順	44
図 4 - 1	下水処理水再利用の信頼性を算定する手順	51
図 4 - 2	Monte Carlo 法を用いた年間感染リスクシミュレーションの手順のダイアグラム	55
図 5 - 1	二次処理水に含まれる腸管系ウイルス濃度の非超過確率	70
図 5 - 2	OCSO 散水ろ床法での 2 次処理水中のウイルス濃度の対数正規分布への適合性を検定するための K-S 検定の結果 (信頼レベルを $\alpha=10\%$ とした場合)	71
図 5 - 3	OCSO 活性汚泥法での 2 次処理水中のウイルス濃度の対数正規分布への適合性を検定するための K-S 検定の結果 (信頼レベルを $\alpha=10\%$ とした場合)	71
図 5 - 4	Pomona 活性汚泥法での 2 次処理水中のウイルス濃度の対数正規分布への適合性を検定するための K-S 検定の結果 (信頼レベルを $\alpha=10\%$ とした場合)	72
図 5 - 5	MRWPCA 活性汚泥法での 2 次処理水中のウイルス濃度の対数正規分布への適合性を検定するための K-S 検定の結果 (信頼レベルを $\alpha=10\%$ とした場合)	72
図 5 - 6	Monte Carlo シミュレーションより乱数発生させた各処理場ごとの未消毒 2 次処理中の腸管系ウイルス濃度の分布	76
図 5 - 7	Monte Carlo 法を用いた年間感染リスクシミュレーションのデータセットの大きさの影響	77
図 5 - 8	カリフォルニア州の再利用基準を満たす再利用水をゴルフコースへの散水に利用する場合に生じる年間感染リスクの分布	77
図 5 - 9	Pomona ウイルス研究での 3 次処理施設の除去機能の変動性	85
図 5 - 10	再利用水中のウイルス濃度分布に及ぼす 3 次処理のウイルス除去機能の変動性の影響	87
図 5 - 11	対数正規確率紙上での三次処理施設での対数除去率が正規分布する場合	

	の処理水の腸管ウイルス濃度分布への影響……………	88
図 6 - 1	暴露シナリオごとの再利用施設での対数除去率と信頼性 $p$ との関係…………	100
図 6 - 2	3 次処理プロセスのウイルス除去機能……………	101
図 6 - 3	水道水と同程度に下水処理水再利用の安全性を確保に必要なウイルス除去率決定する ……………	103
図 6 - 4	OCSD AS を処理してシナリオ I（ゴルフコース灌漑）を対象とした場合、年間許容感染リスクを $10^{-2}$ , $10^{-3}$ , $10^{-4}$ とした場合の三次処理施設の対数除去率と信頼性の関係……………	105
図 6 - 5	処理性能の変動を考慮した場合の処理要件の決定……………	108
図 6 - 6	$10^{-4}$ レベルで 95 % の信頼性を確保するために必要な 3 次処理施設の処理の変動特性 ……………	110
図 6 - 7	水質学的安全性と信頼性を考慮した下水処理機能の計画手順の概要…………	113

## 表 目 次

表 2-1	1975 年における米国の下水の再利用プロジェクト	8
表 2-2	1987 年のカリフォルニア州における下水処理水の再利用量と用途	9
表 2-3	我が国における下水処理水再利用用途	10
表 2-4	下水処理水再利用についての規制(regulation)またはガイドラインを設けている 州の数	11
表 2-5	カリフォルニア州での灌漑用水、レクリエーション用水の再利用水質の 基準	12
表 2-6	日本における下水処理水再利用基準	14
表 2-7	腸管系ウイルスの分類 a	16
表 2-8	環境でのウイルス濃度の報告例 a	17
表 2-9	下水排水処理での腸管系ウイルスの除去効率	19
表 2-10	下水処理のプロセスでの腸管系ウイルスの除去効果 4	20
表 2-11	下水処理での腸管系ウイルスの除去率 1	21
表 3-1	病原性微生物の用量反応モデルに使われるパラメータ	35
表 3-2	病原性微生物の用量・反応（罹患）モデル	35
表 3-3	病原性微生物の用量反応（感染）モデル	36
表 3-4	腸管系病原性微生物による感染、罹患、死亡リスク	36
表 3-5	病原性微生物の最小感染リスク	38
表 4-1	腸管系ウイルスの死亡率	57
表 4-2	SWTRでの原水中の Giardia シストと腸管系ウイルスの濃度レベルに対 して必要な浄水過程での対数除去率	58
表 4-3	U.S. EPA Guidance Manual によって推薦されている浄水システムでの濾過 後の水の中に残存する濁度のクライテリア	58
表 5-1	下水処理水再利用のリスクアセスメントの事例研究のシナリオ 1	64
表 5-2	本研究で利用した未消毒 2 次処理水の腸管系ウイルスのデータベース	66
表 5-3	対数正規分布の特徴 1	67
表 5-4	回帰分析によって二次処理水に含まれる腸管系ウイルス濃度に対する対 数正規分布モデルのパラメータ推定結果	69
表 5-5	カリフォルニア州下水処理水再利用基準を満たす再利用施設を用いる場 合の下水処理水再利用の信頼性	74
表 5-6	Monte Carlo 法を用いた年間感染リスクの期待値	79
表 5-7	Monte Carlo 法を用いた年間感染リスクの 95%信頼区間上限値 (UCL)	80
表 5-8	full treatment / contact filtration (システム I)、2 次処理水の直接塩素処理消	



	毒（システム II）を用いて処理する場合の暴露シナリオごとの信頼性に 基づく方法と年間感染リスクの期待値に基づく方法による下水処理水再 利用の安全性のスコアリング評価……………	82
表 5－9	full treatment / contact filtration (システム I)、2 次処理水の直接塩素処理消 毒（システム II）を用いて処理する場合の暴露シナリオごとの信頼性に 基づく方法と年間感染リスクの 95 %UCL 値に基づく方法による下水処 理水再利用の安全性のスコアリング評価……………	83
表 5－10	三次処理での腸管系ウイルスの対数除去率 $\log R'$ の変動性の対数正規分布 モデルのパラメータ ……………	86
表 5－11	腸管系ウイルスの除去率の変動性を考慮した場合にシステム I (full treatment/ contact filtration と塩素消毒) で処理した水に含まれる腸管系ウ イルス濃度の対数正規分布モデルのパラメータ……………	89
表 5－12	腸管系ウイルスの除去率の変動性を考慮した場合のシステム II (二次処理 水の直接塩素消毒) で処理した水に含まれる腸管系ウイルス濃度の対数正 規分布モデルのパラメータ……………	90
表 5－13	処理効率が一定の場合に対して処理効率が変動する場合での再利用水中 のウイルス濃度の比率……………	91
表 5－14	システム I (full treatment/contact filtration and chlorination)を用いて処理する 場合に、処理性能の変動が下水処理水再利用の信頼性 1 へ与える影響…	92
表 5－15	システム II (2 次処理の後直接の塩素処理)を用いて処理する場合に、処理 性能の変動が下水処理水再利用の信頼性 1 へ与える影響……………	93
表 6－1	年間感染リスク $10^{-4}$ を 95 %の信頼性で確保する場合に必要な 3 次処理 施設での腸管系ウイルスの対数除去率 ……………	104
表 6－2	ゴルフコース灌漑で $10^{-2} \sim 10^{-4}$ までの許容年間感染リスクを 95%の信頼性 で満足するために必要な再利用施設の除去率……………	106
表 6－3	農作物灌漑への利用で $10^{-2} \sim 10^{-4}$ までの許容年間感染リスクを 95%の信頼 性で満足するために必要な再利用施設の除去率……………	106
表 6－4	地下水の人工涵養が行われる利用で $10^{-2} \sim 10^{-4}$ までの許容年間感染リスク を 95%の信頼性で満足するために必要な再利用施設の除去率……………	107
表 6－5	$10^{-2} \sim 10^{-4}$ までの許容年間感染リスクを 95%の信頼性で満足するに必 要なリクレーション利用（水浴）再利用施設の除去 ……………	107

## 第1章 緒 論

### 1. 1 緒言

多くの人々は、下水処理水は水質の面から、水道施設から供給される飲料水よりも当然極めて危険であると信じている。生下水や不適切な下水処理を行う場合は、それは妥当であり、人類の長い歴史における多数の水系感染症の発生が、この事実を証明している。下水は、人間生活から生じる各種の有害で病気の原因となる物質を含む。化学物質とともに、病原性微生物は、下水処理水の環境への放流や再利用を考える場合には、都市下水の中で最もリスクが大きな要素と考えられる。

下水道の普及とともに下水処理水は放流先の水域環境に大きな比率を占める地域が増えている。放流先の水域では、様々な水利用がなされており、水道水、農業用水、漁業、さらにレクリエーションとしても利用されている。また、多くの下水処理水再利用のプロジェクトは、農業用水、修景用水、工業用水、レクリエーション用水や河川の環境用水の供給を目標としており、世界中の多くの国々で実施されている。下水処理水再利用のプロジェクト数の増加は、下水処理の再利用水と一般市民との接触の機会を増大させている。このため、病原性微生物に関して、下水処理水や再利用水の安全性に対して、水質基準の設定などこれまでも多くの注意が払われてきた。

技術的には、下水処理水は、十分な下水処理がなされる場合には、飲料水の水質までも満たすことができる。Pomona Virus の研究においては、5-Log の腸管系ウイルス除去が、再利用を目的とした三次処理で達成可能であった。それは、水道供給施設を規制する U.S. EPA(米国環境保護庁)の Surface Water Treatment Rule(表流水処理規則)で必要とされる 4-Log の腸管系ウイルス除去性能よりも大きい。下水処理水の放流や再利用では、下水処理水が飲料水として直接的再利用されるというシナリオ以外は、人間によっては直接多量に摂取されるわけではない。放流される下水処理水や再利用水に含まれる病原性微生物は、環境での移動や死滅が生じた後、人間に摂取される。さらに、環境への下水処理水の放流や再利用の多くは、曝露の頻度や摂取量が、毎日摂取する飲料水に曝露されるよりも小さい。下水処理水の環境への放流や再利用の安全性を検討する場合には、飲料水に曝露される場合と比べ、この違いを含めて検討するべきである。

下水処理水や再利用水のリスクは、ある hazard を原因とする影響が生じる可能性として定義され、確率として定量化される。一方、下水処理水や再利用水の水質、特に病原性微生物の濃度については、時間とともに大きく変化することが知られている。下水処理機能の安全性や信頼性は、下水処理水が環境へ放流されたり、再利用される場合には重要である。予期しない水質の変化は、一般市民が下水処理水や再利用水に曝露された場合に、人体の健康に深刻な影響を与える原因となる。そのため、下水処理水や再利用水に起因するリスクは、水質の変動性を考慮して評価されるべきである。また下水処理過程には、こ

のようなリスクを回避低減する安全性と処理水の変動性を考慮した信頼性のある機能の計画設計が必要である。

## 1. 2 研究の目的

本研究の目的は、病原性微生物に関する下水の安全性と信頼性を定量化し、これらの要素を加味した下水処理機能を計画するための方法論の開発である。

## 1. 3 研究の主眼

開発された方法論を用いて、特に下水処理水再利用に焦点を当て、病原性微生物のうち腸管系ウイルスを取り上げる。腸管系ウイルスを観測したカリフォルニア州の4つの下水処理水のデータを取り上げる。また、下水処理水再利用でのシナリオは、カリフォルニア州で実際に行われている4つの用途を取り上げる。さらに、再利用施設はカリフォルニア州での下水処理水再利用基準を満足する三次処理プロセスを取り上げる。

## 1. 4 論文の構成

第2章では、水系感染微生物の対策が先進国においても依然重要であり、下水処理水や下水処理水再利用での水系感染微生物管理の重要性を述べる。特に、日米の下水処理水再利用を取り上げ、一般市民の接触する機会が多い用途が増えている状況を明らかにする。病原性微生物の中で、腸管系ウイルスや病原性原虫への注意が、特に必要となってきた理由を示す。公表された報告書をレビューした結果、下水や下水処理水での腸管系ウイルスの濃度に著しい相違があり、その実態が十分分かっていない状況が明らかにされる。さらに、日米の環境水、排水、下水処理水再利用に関する病原性微生物に関する基準をまとめてみた結果、現状の指標細菌による病原性微生物の判定だけでは、腸管系ウイルスや原虫の存在に関する反映が十分ではなく、それらからの感染リスクの定量的解析をもとにした下水処理や再利用での処理機能の計画が必要であることが明らかにされる。

第3章は、最近、化学物質と同じく、病原性微生物のリスクを定量的に評価する方法が提案されてきているが、個々の病原性微生物の評価がどこまで可能なかを述べる。また、水道供給施設や下水処理水あるいは再利用においても、リスク評価の研究がなされてきたが、病原性微生物の濃度変化や得られたリスクの相対的安全性に注意が払われていない状況を明らかにする。病原性微生物のリスクの評価を用いて、処理機能を基準化する試みが、1989年米国の水道施設で試みられた。しかし、これまで下水処理水や再利用水では定量的なリスク評価に基づく処理機能の計画に関する研究は見られなかった。また、下水処理水や再利用水の病原性微生物に対する感染リスクの評価方法手順を整理、提案する。

第4章では、水質の変動が想定される下水処理水や再利用水での病原性微生物に対する安全性評価の方法を2つ提案する。一つは、信頼性の概念であり、下水処理水再利用での病原性微生物から生じる感染リスクが許容可能な感染リスクを越えない時間の確率として定義する。もう一つは、暴露ごとに変化するリスクの大きさが、年間を通してみるとどの程度のリスクとなるのかを確率論的にシミュレーションし、リスクの分布を把握し、期待値として評価する方法である。下水処理の再利用水の病原性微生物が、時間とともに著しく変化する場合に、これらの方法で定量的な安全性判定が可能となる。判定の基準として、米国環境保護庁が世界で初めて提案した水道供給施設で許容可能な病原性微生物からの感染リスク、年間人口1万人あたり1人の感染と、その水道供給施設での信頼性に関する考察を行い、本研究で対象とする下水処理水や再利用水での安全性の要件を提案する。

第5章は、第4章に提案した方法の有効性を検討するため、カリフォルニア州で観測された4つの下水処理場の二次処理水の腸管系ウイルスのデータを統計解析する。次にその二次処理水を、カリフォルニア州下水処理水再利用基準を満足する三次処理施設で処理した後、カリフォルニア州で実際に行われている不特定多数の人が接触する可能性のある4つの曝露のシナリオで評価する。この下水処理水再利用について、第4章で提案した信頼性に基づく方法と年間感染リスクの期待値から判定される方法での安全性の判定結果を、米国の水道供給施設と比較する。信頼性に基づく方法と年間感染リスクの期待値から判定される方法の判定結果を比較する。より評価が容易な、信頼性に基づく評価を中心に、下水処理水再利用の信頼性に及ぼす、三次処理施設での腸管系ウイルス除去機能の変動性の統計的特徴と、信頼性評価への影響を検討する。

第6章は、カリフォルニア州で観測されたウイルス濃度のデータをもとに、下水処理水の安全性を確保するために必要な下水処理機能の計画方法について述べる。三次処理施設の除去率を変化させた場合に及ぼす信頼性への影響、米国の水道水での許容リスクレベル、あるいは現実レクリエーションでの感染が生じているリスクレベルを、下水処理水再利用での許容レベルとした場合、それを満足するために三次処理で必要な処理機能を計画する方法を提案する。三次処理施設でのウイルス除去率について、標準偏差を指標として、処理変動性を考慮した下水処理機能を決定する方法を提案する。

第7章は、本論文の結論を述べる。

## 第2章 下水処理における病原性微生物のリスク管理

### 2. 1 水系感染性微生物の制御の重要性

クリプトスポリジウム等の病原性微生物の問題や外因性内分泌攪乱化学物質をはじめとする化学物質など新たな水質問題が次々と顕在化しており、利水や水環境への深刻な影響が心配されている。水系感染に関わる病原性微生物は、我が国を含む先進諸国では、既に克服された感があったが、近年、水道水やレクリエーションでの水を経由した感染が多発していることが次第に明らかとなってきた。我が国においても、埼玉県越生町で発生したクリプトスポリジウムの水道による感染事故以来、水道水の衛生学的安全性に対する大きな不安が国民に広がり、さらに、水中の病原性微生物の取り組みが、一層必要であるとの意識が改めて高まっている。

近年、先進国での水道やレクリエーションでの水系感染症の増加が見られている（石橋他,1995;金子,1998）。この理由としてさまざまな要因が考えられている。知見の集積によって今まで氷山の一角であった現象の理解が深まったとする意見がある。病因診断・疾患発生調査・報告の改善が劇的に進み、これまで無視されてきた感染も、社会的な認識が高まった場合には、新たに報告されることがある。また、病原性微生物の採取・検出・同定技術が進歩した結果、病原性微生物のモニタリングデータが蓄積されてきたこともその要因かもしれない。

病原性微生物自身が変化する問題や病原性微生物を取り巻く環境の変化、さらには人の活動の変化を指摘する説がある。さまざまな抗生物質の生産、使用による、病原性微生物への人為的な変異・選択・適合変化の影響、年間を通して変化の少ない住宅や職場環境、さまざまな社会的ストレスの増加による抵抗力の低下、ペット飼育による人・動物の接近などの生活環境の変化、地球規模での人・動物の高速移動などを要因に挙げる人もいる。

特に注意すべきことは、流域で生じている水循環の変化である。都市へ集中する人口とそれとともなって排出される下水量の増加、水資源開発と河川希釈流量の減少、その結果生じる水道原水や水環境での水質、特に、病原性微生物の面からの変化が要因とも考えられている。病原性微生物の視点からは、取水と排水の短絡化は極めて大きな脅威である。また、食品・水の大量供給が普及、拡大していることは、一旦、その流通、供給経路に微生物汚染が生じた場合、大規模な感染の発生を起こす要因ともなっている（田中,1998）。

本章では、下水処理水の環境への放流や再利用での人体への病原性微生物の危険性について述べ、それを制御するために設定されている日米の衛生学的基準の状況とその限界について述べる。

下水には人の活動から出てくる多種の汚濁物が含まれている。この中には微量化学物質や重金属の他、病原性微生物も含まれる。人類の長い歴史から分かるように病原性微生物は人の健康に大きな影響を与えてきた。WPCF(1989)は病原性微生物をウィルス

(Viruses)、細菌 (Bacteria)、原虫 (Protozoans)、蠕虫 (Helminths) に分類している。

細菌は感染に必要な細菌数が比較的多量であるとともに、一般に病原性細菌の存在は、大腸菌群数あるいは糞便性大腸菌群数などの指標細菌と相関性が高いといわれている。糞便中 1 g 当たり、 $10^{12}$  の細菌を含むとされるが、そのほとんどは感染性がないものである。しかし、感染が起こるとかなりの数の病原性細菌を排泄し、例えば *Shigella* は、糞便 1 g 当たり  $10^9$  の微生物量で排泄されると言われている。この他、*Salmonella*, 病原性大腸菌, *Yersinia*, *Campylobacter*, *Vibrio* などが下水中に含まれる (Yates, 1998)。病原性細菌についてのモニタリングは、指標細菌と挙動が類似しているため、比較的容易であることが確かめられている (WPCF, 1989)。

原虫のうち、特に水道を中心として最近注目されているものは *Giardia* や *Cryptosporidium* であり、周辺環境に対する耐性が非常に大きいシストやオーシストの形で人や動物から排泄され、水を経由して人に感染すると言われている。正常な人に対する致死率は余り高くないが、老人や乳幼児、さらに AIDS 等の免疫機能が十分でない人に対しては、致命的な影響を与える可能性があること等から、米国や日本などではこれらに対する水道の衛生学的安全性が議論され、浄水処理のプロセスの改良が行われつつある。*Giardia* や *Cryptosporidium* の感染能力は高く、シストやオーシストの数が 10 あるいは 100 で十分感染可能であり、1 つのシストやオーシストだけでも感染が起こりうるとも言われている。

蠕虫 (Helminth) は主に開発途上国で問題になっている。排泄物を含む下水の処理が不適切であれば、中間宿主を経た感染がおこる可能性がある。蠕虫の卵での環境に対する耐性は非常に強いと言われているが、卵のサイズが比較的大きいことから、活性汚泥法等の下水処理過程では沈澱等により、大部分が除去されていると考えられる。

ウイルスのうち水系感染を起こす可能性のある腸管系ウイルスは、130 余りが同定されている (Gerba and Rose, 1990)。腸管系ウイルスは下水、特に再利用では、カリフォルニア州を始めとして米国では最も注目されてきた病原性微生物である (Asano *et al.*, 1992 & 1998)。

原虫や腸管系ウイルスが最近、特に注目されてきた理由として、環境耐性が高く、サイズが小さいこともあって下水処理過程での除去不活性化率が高くないこと、極めて低濃度の数でも感染する可能性があり、かつモニタリングが困難で、検出限界が比較的高く、未検出限界に達しない濃度でも安全性に問題がある場合があること (Committee of Report, 1979)、水処理での挙動が細菌と異なり、大腸菌等の指標生物でのモニタリングが利用できないこと、水系感染に係わる疾病に占めるウイルスの割合が先進国で依然増えていること、などが挙げられる。

## 2. 2 環境水や排水の衛生学的基準

これまで、下水や下水処理水の安全性は、主に病原性細菌を指標細菌を用いてモニタリングすることで、担保されてきた。そこで、まず、日本と米国で現在用いられている指標生物による環境水、下水処理水や下水の再利用水に関する水質基準の設定状況を調べ、焦点となる病原性微生物の制御の視点から問題点の議論を行う。

### 2. 2. 1 米国での環境水や排水の衛生学的基準

米国では、これまでレクリエーション利用と貝類の捕獲という水利用の観点から衛生的な環境基準が定められてきた。水浴に関する基準は、従来、大腸菌群数で1000/100ml、あるいは糞便性大腸菌群数200/100mLが米国で広く採用されてきた。Cabelli(1983)やDufour(1984)、USEPA(1999)によると、1950年代頃、米国Public Health Serviceは、水浴に関する疫学調査を実施し、*Salmonella*と大腸菌群数の関係、及び水浴場での大腸菌群数と遊泳者が疾患にかかる割合の大きさの関係をもとに、大腸菌群数1000/100mLの水質では、遊泳者への危険性が高いこと、疫学調査結果から、大腸菌群数2300/100mLを越えた場合、非遊泳者と比べ遊泳者に極めて高い発症率が見られたことなどが、この基準の根拠である。糞便性大腸菌群数は、ほぼ大腸菌群数の1/5に相当することから、連邦政府の国立技術勧告委員会は後に水質基準として糞便性大腸菌群数で平均200/100mLを越えないことを提案した。1976年、連邦政府は全身を接触する水浴が行われる1次レクリエーション水域を対象に、幾何平均で糞便性大腸菌群数100mL中200（当初は大腸菌群数として1000）とする水質基準を定めた。

その後、連邦政府は、1970年代に海域での疫学調査を（Cabelli *et al.*, 1983）、1980年頃、淡水を対象とした疫学調査を新たに実施した（Dufour *et al.*, 1984）。水浴により生じる疾患のリスクは、微生物濃度との関係で決まると考えられたため、罹患リスクと指標生物濃度の関係が求められた結果、淡水域では、*E.coli*あるいは腸球菌による指標が、海域では腸球菌が指標生物として適切と判断された。この結果、連邦政府は、1次レクリエーション水域の水質基準として、淡水域では*E.coli*で126/100mL、腸球菌で33/100mL、海水域では腸球菌で35/100mLとした（USEPA, 1999）。この値は、淡水域の場合には、水域によって胃腸炎を発生するリスクが1000人中8.0人、また海域の場合は、水域では明瞭な胃腸炎を発生するリスクが1000人中19.0人、何らかの疑いのある症状を起こすリスクは32.3人のいう高いリスクレベルになる。現在、各州は、従来からの大腸菌群数や糞便性大腸菌群数を*E.coli*と腸球菌を指標に変更する改定を行っている。

貝類の安全性確保のため、糞便性大腸菌群数14MPN/100mLとする貝類捕獲水域の水質が定められた（Ahmed, 1992）。1920年代にチフスが流行したとき、大腸菌群数と*Salmonella*の菌数との関係をもとに、*Salmonella*が100mL中から検出されない水質として大腸菌群数70MPN/100mLが定められた。1914年から1925年に疫学調査が行われ、捕

獲水域の1cc中に大腸菌群数が陽性を示す割合が50%を越えない場合、チフスの影響を受けないと考えられた。この値は、糞便性大腸菌群数の方がより適切であるとして現在の値14MPN/100mLとなっている。

米国での排出基準は、一般に河川の希釈、減衰、効果を考慮せず、環境基準と一致するように定められている。しかし、沿岸域の下水処理場から海中放流によって下水を処分する場合など、海域での希釈や拡散の効果が大きい場合には、その効果を考慮して水域の水質が担保できるように、放流水の衛生学的水質を定めている州もある。この結果、下水処理場からの放流水は、州あるいは放流水域によって様々なレベルの排出基準が設けられ、糞便性大腸菌群数で100mL中2.2から5000MPN、大腸菌群数で100mL中2.2から10,000MPNという幅のある数字となっている(USEPA,1986)。最も多く使われている排水基準値は糞便性大腸菌群数で100mL中200から1000で、45州を越えるところでは、河川への放流を行う場合、糞便性大腸菌で200/100mLを最頻値とする多段階の基準を適用している。少なくとも15州は糞便性大腸菌群数と大腸菌群数の両方の基準を持っている。また少なくとも15州は魚介類が捕獲される水域への下水放流に対しては糞便性大腸菌群数で14/100mL、9州ではこれよりも厳しい基準が適用されている(田中,1998)。

## 2. 2. 2 我が国における環境水や排水の衛生学的基準

我が国の水道では、糞便の汚染がないよう水道水から大腸菌群数が検出されないことと定められているため、水道での浄水での大腸菌群数の除去率と水浴場の基準を考慮して、水道の原水となる公共用水域の衛生学的水質環境基準が定められた(環境庁,1988)。具体的には、大腸菌群数で100mLあたり、河川及び湖沼ではAA類型で50MPN、A類型では1000MPN、B類型では5000MPNが、また海域では水浴が行われる水域の基準として100mLあたりの大腸菌群数としてA類型1000MPNが定められている。また、環境基準とは別に海水浴場などでの水浴基準として、100mL中の糞便性大腸菌群数が100未満では快適、1000をこえる場合は不適として、海水浴場の管理が行われている。これらの根拠は明確にされていない。

現在、全国の河川、湖沼、海域で測定された大腸菌群数が環境基準に適合していない地点の割合が大きい。しかし、我が国ではこれまで環境基準の達成性があまり問題視されることがなかった。この理由として、大腸菌群数は人の糞便に由来する汚染だけでなく、土壌に由来する細菌を多く含むことがあり、清浄な河川においても、土壌由来の大腸菌群数が環境基準値以上に存在し、環境基準の達成性を大腸菌群数で議論することが意義を持たなかったと考えられる(芦立他,1993)。しかし、病原性大腸菌O-157やクリプトスポリジウムによる水道での感染事故が我が国でも報告され、大問題となった。このため、現在、環境庁では衛生学的环境基準にどのような指標を用いるべきであるのかが議論され始めている(徳田,1998)。

一方、水質汚濁防止法に基づく衛生学的な排水の放流基準は、大腸菌群数で1mL中3000



という基準が定められている。この排出基準は他の生活関連項目と同じく、水域での環境基準の達成性よりも、むしろ従来技術の達成性を考慮して定められたものであるといわれている。下水道法での放流水質基準も、この水質汚濁防止法と同様な放流基準が用いられているが、水域の環境基準の達成性を考慮して流域単位で下水道整備計画を定めることとなっている流域別下水道整備総合計画においても、大腸菌群数で代表される衛生学的水質環境基準を達成するための放流水質の検討は現在までのところ行われていない。

## 2. 3 下水処理水再利用の重要性と衛生学的基準

下水処理に含まれる病原性微生物と人との接触が、最も懸念される場合として下水処理水再利用が考えられる。そこで、日米の再利用の動向と衛生学的基準について述べる。

### 2. 3. 1 米国と我が国における下水処理水再利用の状況

米国では、乾燥した西部や南西部を中心に下水処理水の再利用が進んできたが、湿潤なフロリダやサウスキャロライナ州でも再利用が増加してきている(Metcalf&Eddy,1991)。米国全体での下水や下水処理水の再利用量は1975年の調査データであるが、年間9億 $m^3$ が再利用されている。その過半数は、農業や修景などの灌漑利用であり、工業用水として利用されているのは32%という結果が出されている(表2-1)。下水処理水の再利用は2000年には年間66億 $m^3$ に増加すると見込まれている。

表2-1 1975年における米国の下水の再利用プロジェクト(Metcalf&Eddy, 1991)

	プロジェクト数	再利用水量 百万 $m^3$ /年	処理水の 比率(%)
灌漑用水計	470	580	62
農業用水	150	274	29
修景用水	50	46	5
不明	260	260	28
工業用水計	29	297	32
プロセス用水		91	10
冷却用水		196	21
ボイラー補給水		10	1
地下水の人工涵養	11	47	5
その他(リクリエーション用等)	26	14	1
合計	536	938	100

表2-2に米国の中で特に再利用が進んでいるカリフォルニア州の再利用状況を示した。カリフォルニアでは、1987年時点で年間3.3億 $m^3$ もの下水の処理水が主に農

業用、修景用に再利用されている。このような大量の下水処理水の再利用が行われている主な背景は、合理的な価格で確保できる水資源の絶対的な不足があるため、水資源の節水を含めた総合的水管理の一貫として下水処理水再利用を行っていること、および厳しい水質規制に対応するためには、水域への放流よりも再利用の方が費用効果的に合理的な地域があるためである(CWRCB,1990)。再利用総量の約57%は牧草や種を取ることを目的とした作物の灌漑用水に使われているが、約7%は人が直接に食料品とする農作物の灌漑に使われている。また約14%は公園やゴルフコースの散水等の修景用水として利用されており、夏に河川の流量が低下するカリフォルニア南部地域では、下水処理水が河川に放流され、レクリエーション用水として、水浴や水泳が行われる場合もある。さらに下水処理水を地下水の人工涵養に利用し、水資源として利用を図ろうともしている。カリフォルニアで最近増加している下水処理水の再利用の用途は、修景用水やゴルフコースでの散水等、一般市民が処理水に接触する可能性がある利用である。

表2-2 1987年のカリフォルニア州における下水処理水の再利用量と用途(CSWRCB,1990)

再利用用途	実施数	再利用量 千 m <sup>3</sup> /年	水量比率 %
農業用水	240	207,137	63
修景用水（灌漑用水と池）	571	43,475	13
工業用水	12	7,445	2
地下水の人工涵養	7	47,614	14
レクリエーション用池	4	8,521	3
野生棲息生物用、湿地	5	12,060	4
その他あるいは混合した用途	15	2,681	1
合計	854	328,934	100

一方、我国においては、1999年度に年間約1.3億m<sup>3</sup>の下水処理水が再利用されており、利用用途は表2-3のようにまとめられている（建設省、1991&2000）。我国の場合、都市内の水洗便所用水といった、2元給水方式による一般市民の接触がある用途を過去にスタートさせたが、工業用水利用のような一般市民が直接再利用水に接触する可能性が低い再利用用途が依然多い。しかし、下水処理水が修景用水や環境用水として利用される水量が増加しており、これらの用途では一般市民が下水処理水再利用水に接触する可能性は高まりつつある。

多くの下水処理水再利用プロジェクトは、農業用と修景用の灌漑、工業用水、そしてレ

表 2-3 我が国における下水処理水再利用用途（建設省,1991&amp;2000）

再利用用途	1990年度			1999年度		
	処理場数	再利用水量 千m <sup>3</sup> /日	比率%	処理場数	再利用水量 千m <sup>3</sup> /日	比率%
水洗便所用水	7	127	1.6	36	353	2.7
洗浄用水	19	600	7.5	64	784	6.0
工業用水	6	1862	23.4	6	889	6.7
冷却用水	12	614	7.7	22	489	3.7
希釈用水	19	1019	12.8	16	450	3.4
農業用水	6	1143	14.3	17	1619	12.3
環境用水	13	2450	30.7	61	6123	46.6
植樹帯散水	9	10	0.1	71	153	11.6
融雪用水	7	153	1.9	22	1935	14.7
その他				46	344	2.6
合計	85	約0.8億m <sup>3</sup>		192	約1.3億m <sup>3</sup>	

クリエーション、環境維持用水を供給し、世界の多くの国々で推進されてきた。再利用プロジェクト数の増加は、下水処理水に市民が接触する機会を増加することでもある。下水処理水再利用プロジェクトを推進する場合には、公衆衛生への注意深い配慮が払われるべきである。その理由は、もちろん下水には汚染物質や感染を起こす病原性微生物が含まれており、これらは水の利用や食物を介して人と接触することによって、健康障害を起こすリスクが生じるからである(Rose & Gerba,1988)。

### 2. 3. 2 米国の下水処理水の再利用基準

米国においては、連邦政府としての再利用の水質基準はなく、州ごとに再利用の水質基準が定められている（田中,1992b&1993）。表2-4のように、再利用の目的により基準が分けられている場合が多いが、基本的には市民の再利用水への接触の度合いによって分けられている。公園や学校など、子供を含む不特定多数の市民が接触する可能性のある利用に対して定められている場合と、墓地等不特定多数の市民が接触する可能性はあるが、その頻度が低い場合、あるいは農業利用で、食料生産用灌漑等が使われる場合である。36州において再利用の基準(criteria)あるいはガイドラインが定められているが、利用用途の分類は州によって異なっている(USEPA,1992)。このうち、基準項目として腸管系ウィルスや蠕虫(helminth)のうち回虫(Ascaris)、さらに原虫として*Giardia*についての基準を持つアリゾナ州のような場合も例外的にある。しかし、現在のところ細菌学的な安全性を代表している大腸菌群数または糞便性大腸菌群数を基準としている州がほとんどである。指標生物では十分存在が把握できない病原性微生物は重要であるにもかかわらず、ウイルス等を具体的に基準化していない理由の一つは、ウイルスなどのモニタリングが困難であり、

検出下限が低くはないこと、検出するにも時間と手間とコストがかかり過ぎること、現実的に被害を与えないためにはどの程度に管理すべきかが、これまで不明確であったことなどが理由と考えられる。

表 2-4 下水処理水再利用についての規制(regulation)またはガイドラインを設けている州の数(USEPA,1992)

非制限的(unrestricted)な都市用水	22
灌漑	22
トイレのフラッシュ用水	3
防火用水	2
建設用水	4
修景用貯水用水	7
道路清掃用水	1
制限的(restricted)な都市用水	27
農業用水（食品用作物）	19
農業用水（非食品用作物）	35
非制限的なレクリエーション用水	7
環境保全用水（湿地）	3
工業用水	6
規制持っている州(ドラフトを含む)	18
ガイドラインを持っている州(ドラフトを含む)	18
規制、ガイドラインとも有していない州	14

米国においては連邦政府としての下水処理水再利用の基準はないが、USEPAは、現在基準などを定めていない州が利用できるよう、ガイドラインを提案した(USEPA,1992)。特に注目すべきこととして、公衆衛生のための病原性微生物の制御の視点から、糞便性大腸菌群数のような指標細菌は、腸管系ウイルスや原虫などの病原性微生物の代表性が不十分であるため、使用用途毎に水質基準の他に、再利用に当たっての処理要件を組み合わせている場合がある。このことで、公衆衛生を考慮しつつ、高価で時間がかかる病原性微生物のモニタリングを避けることができると提案している(USEPA,1992)。

特に、米国ばかりでなく世界的なレベルで下水処理水再利用の基準づくりをリードしてきたカリフォルニア州を取り上げる。1978年、Wastewater Reclamation Criteria Title 22を作成し、下水処理水再利用の水質基準と処理技術基準を規定した。カリフォルニア州は、米国においても最も厳しい規制基準の州の一つであるが、全ての再利用目的が厳しく規制されているわけではない。人が直接食料品とする農作物灌漑や一般市民が接する可能性のあるレクリエーション目的の再利用については、100mL中に大腸菌群数で2.2と

厳しい値が定められている。しかし、スプレーで灌漑する加工食品用農作物の場合や一般市民が接触する可能性が比較的低い高速道路の散水やゴルフコースの散水には23/100mL、さらに家畜飼料の灌漑では水質基準値が定められていないという具合である。ここで注目されるのは、再利用用途に応じた最低限必要な処理方法も定めていることである（表2-5）。一般市民が最も接触する可能性の高い利用目的に対しては、二次処理だけでなく、凝集とろ過プロセスを行った上で消毒することとなっている。これらの基準を満足できるプロセスとして、生物的な二次処理水を薬品混合、凝集、フロック形成後、沈澱、ろ過し、塩素接触あるいはオゾン接触する処理プロセス、いわゆるFull treatmentが基本プロセスとして規定されている。このプロセスでは大量のアルミ塩のほか、高分子凝集剤も必要で、経費が高くなる問題があった。このため、途中の沈澱槽や凝集槽を省略し、さらに投入する薬品量を節約し、経費が安く、腸管系ウィルスの除去率がFull Treatmentと同程度であるDirect filtrationやContact filtrationと呼ばれている処理プロセスが開発されている（図2-1）。

表2-5 カリフォルニア州での灌漑用水、レクリエーション用水の再利用水質の基準(Metcalf&Eddy,1991)

再利用の用途	最低限必要な処理プロセス			大腸菌群数 MPN/100mL 中央値(毎日サンプリング)
	最初沈澱 <sup>a</sup>	二次処理後、消毒	二次処理後 <sup>b</sup> 凝集ろ過消毒	
灌漑				
飼料穀物	X			規制無し
繊維穀物	X			規制無し
種苗穀物	X			規制無し
生食用（表流水灌漑）		X		2.2
生食用（スプレー灌漑）			X	2.2
加工食料生産（表流水灌漑）	X			規制無し
加工食料生産（スプレー灌漑）		X		23
修景用水				
ゴルフコース、墓地、高速道路		X		23
公園、運動場、校庭			X	2.2
レクリエーション用水				
一般市民の接触のない場合		X		23
ボート、釣りのみの場合		X		2.2
体をつける場合（水浴）			X	2.2

注 a 越流水は0.5mL/L・hを越える沈澱可能な固形物を含まない。

注 b 越流水は濁度2を越えない。

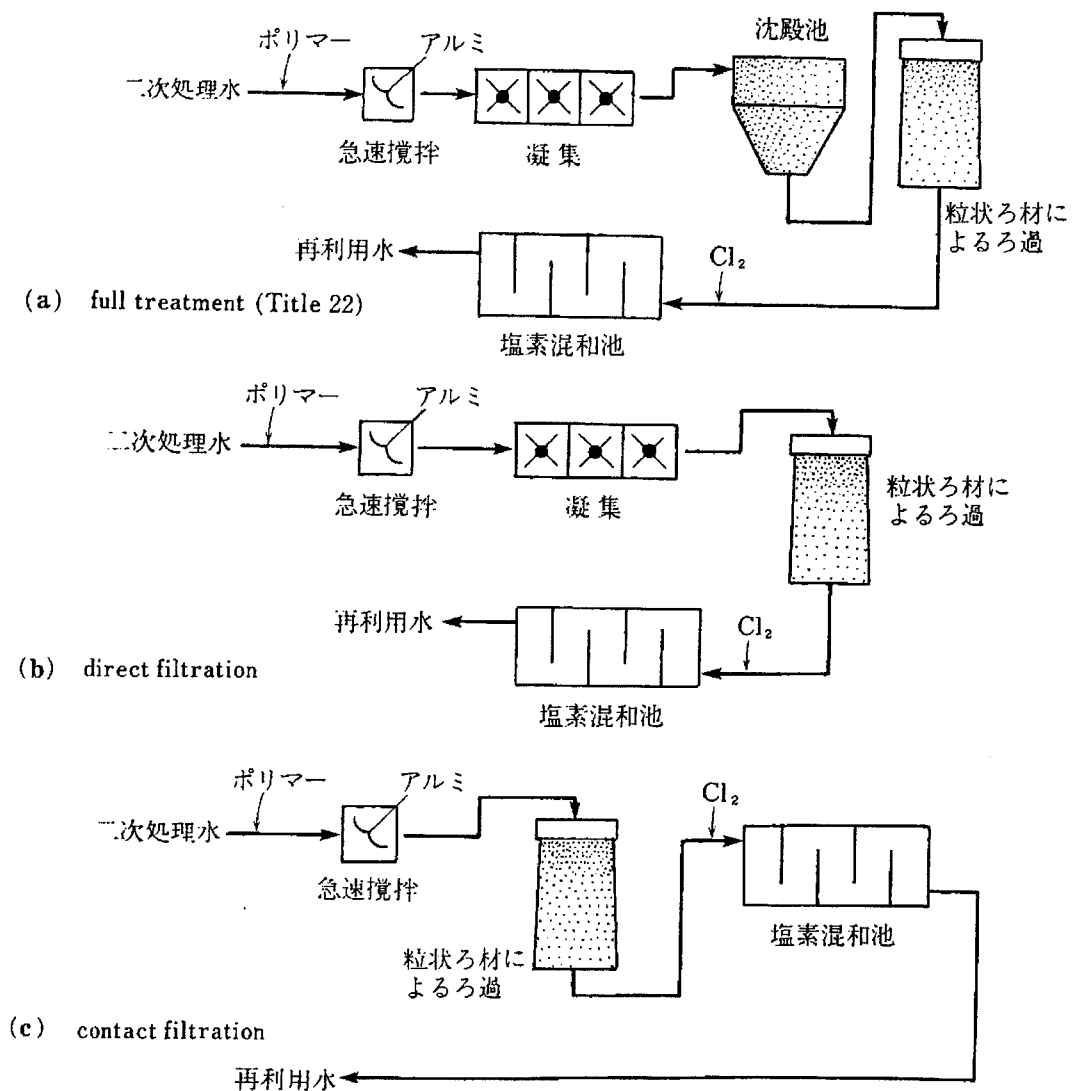


図 2 - 1 California 州の非制限的な(unrestricted)用途を目的とした下水処理水の再利用に必要な三次処理の内容 (田中、1996)

### 2. 3. 3 我が国の下水処理水再利用の水質基準

我国においては、昭和 55 年度に閉鎖循環方式の下水処理水の水洗便所や雑用水、修景用水利用に関する基準が「下水処理水循環利用技術指針 (案) (建設省,1980)」として、また平成 2 年には循環利用の枠を越えた、修景あるいは親水用水としての下水処理水の再利用水質が、「下水処理水の修景・親水利用水質検討マニュアル (案) (建設省,1990)」として定められた。前者は、住宅団地等で再利用水が、最終的に再び下水道に入る閉鎖型循

環を扱っているのに対し、後者は開放型循環を対象としている。また後者の親水用水利用では、魚取り、ボート遊び等、人が下水処理水との部分的、間接的な接触することを想定したものであり、水浴等の全身的・連続的な接触は想定されていない。また、親水用水利用については、細菌学的な安全性を考慮して水質環境基準A A類型に準じた基準としている。

表 2－6 日本における下水処理水再利用基準（大垣, 1996）

項目		大腸菌群数	項目		大腸菌群数
水洗便 所用水	厚生省通知*1	10 個 /mL 以下	散水用水	建設省報告書*6	検出しないこと
	建設省通知*2	10 個 /mL 以下	修景用水	建設省案①*3	検出されないこと
	建設省案①*3	10 個 /mL 以下		建設省案②*4	1000 個 /100mL以下
	建設省案②*4	1000 個 /100mL以下	親水用水	建設省案②*4	50 個 /100mL以下
	東京都*5	10 個 /mL 以下	冷却補給用水	建設省報告書*6	検出しないこと
散水用水	建設省案①*3	検出されないこと	洗車用水	建設省報告書*6	検出しないこと
	建設省案②*4	50 個 /100mL以下			

注\*1：厚生省通知「再利用水を原水とする雑用水道の水洗便所の暫定基準などの設定について」昭和56年4月3日,環計第46号,厚生省環境衛生局長,各都道府県知事

\*2：建設省通知：「排水再利用水の配管設備の取扱について」昭和56年4月27日,建設省住指発第91号、建設省住宅局建設指導課長,特定行政庁建築主務部長

\*3：建設省案①：「下水処理水循環利用技術指針（案）」昭和56年4月27日,建設省都下企発第72号,建設省都市局下水道部長,各政令都市下水道局長

\*4：建設省案②：「下水処理水再利用技術指針（案）」平成3年4月

\*5：東京都：昭和59年1月24日

\*6：建設省報告書：「排水再利用施設構造指針検討業務報告書」昭和61年9月

## 2. 4 腸管系ウイルスの下水処理水での重要性和既存の知見

下水は、人間活動に由来する各種の病原性微生物を含むが、その中で、腸管系ウイルスは、下水処理水や再利用水で、米国や先進国においても、公衆衛生の観点から最もリスクがある病原性微生物の一つと考えられている。腸管系ウイルスが注目される理由は、幾つかある。例え低い用量でも高い感染の可能性がある、感染した宿主は、非常に多数の腸管系ウイルスを排泄し、水の媒介経路を経由し、深刻な感染症が発生する可能性があること(Committee Report,1979)、現在の分析方法は、腸管系ウイルスの半分以下しか検出できず、その検出試験には依然長い時間が必要であること、腸管系ウイルスが含まれていないことを保証する代替指標を用いた適切で、迅速な生物試験は無く(Rose & Gerba,1988)、

腸管系ウイルスそのものの測定は、技術的にも非常に難しいこと(Asano *et al.*, 1992)などが理由である。腸管系ウイルスは、水環境では、細菌よりも長く生き続けることが報告されており、また従来型の水処理や下水処理では、細菌よりも劣った効率でしか除去されない(Rose と Gerba, 1988)。

多くの病原性微生物は、発展途上国での水系感染症の原因であり、水系感染性の下痢は、年間 600 万人の幼児の死の原因となっているが、腸管系ウイルスは、他の病原性微生物と同様に深刻な影響を与えていると考えられている。米国においてさえ、水系感染症として報告されている数は、20 年間に渡って増加している(Gerba と Goyal, 1985)。米国での水道事業は、*Giardia* や *Cryptosporidium* と同様に、腸管系ウイルスからの感染症を低減する努力をしている。このように、腸管系ウイルスの制御は、下水処理水の放流と再利用の計画と設計においては、最も重要な因子の一つである。

#### 2. 4. 1 腸管系ウイルスの種類

130 種類以上の腸管系ウイルスが、人間の排泄物から発見されている。それらは、水系感染で、食物系感染の病原性微生物であると考えられるが、A型肝炎ウイルスだけは、疫学的に水系感染であると証明されている。下水道施設は、他の病原性ウイルス(例えば、呼吸器系ウイルス、AIDS ウイルス等)を取り込む可能性があるが、下水道施設経由のそれらの感染リスクは、腸管系ウイルスによるものと比べると極く僅かしかない。

腸管系ウイルスは、表 2-7 に示されるように、幾つかのカテゴリーに分類される。幾つかのウイルスは、Norwalk ウイルスのように、出現頻度や公衆衛生の重要性に関してまだ情報が不十分であるものが多い(Rose & Gerba, 1988)。腸管系ウイルスの大きさは、細菌より小さく、蛋白質で構成されたキャプシド(外殻)で囲まれた核酸(RNA 型や DNA 型)だけで構成される。それらは、適切な宿主細胞(人間 あるいは 動物あるいは両方)内のみで、自己増殖でき、表 2-7 にまとめられる各種の病気の原因となる。症状は一般に深刻であり、死亡率、つまりウイルスによる病気にかかった場合に死亡する割合は、先進国で 1 % の水準と推定されている(Gerba & Rose, 1988)。

#### 2. 4. 2 下水の腸管系ウイルスの主要な媒介経路

腸管系ウイルスの汚染源は、それらの宿主(人間、時には動物)の排泄物であるため、下水道は、水環境のウイルスの制御に大きい責任を負っていると考えられる。腸管系ウイルスは、宿主の細胞外では増殖できず、その数は、それらの宿主を離れた後では、時間とともに減少する。下水管渠に入り込んだ腸管系ウイルスは、下水処理場に運ばれ、下水処理により、低濃度に除去、不活化される。下水処理水が、水域に放流された後に生残する腸管系ウイルスは、環境の河川水など多量の水で希釈され、時間とともに自然減衰により減少する。

表流水は、多くの用途に利用される。そのため、ほとんどの媒介は、この経路から発生



する。汚染された川の水を水源とする水道では、不適切に処理された場合、感染源になるほか、鰓内に腸管系ウイルスを蓄積する魚介類も、不適切に調理された場合、媒介経路となり得る。表流水の他の媒介経路は、レクリエーション時の接触である。腸管系ウイルスによる感染は、多くの場合、腸管系ウイルスで汚染された川、湖、そして海での水泳、サーフィン、そしてダイビングから発生する。汚染された川からの灌漑用水も、同様に媒介経路となる可能性がある。

表 2-7 腸管系ウイルスの分類 (Gerba and Rose, 1990)

ウイルス種	型の数	大きさ(nm)	核酸の種類	症状
ポリオウイルス	3	20~30	RNA	麻痺, 無菌性髄膜炎
コサッキーウイルス A 群	24	20~30	RNA	ヘルパンギーナ, 無菌性髄膜炎, 呼吸器疾患, 熱性麻痺
コサッキーウイルス B 群	6	20~30	RNA	胸痛, 無菌性髄膜炎, 心膜炎, 心筋炎, 先天性心異常, 腎炎
エコーウイルス	34	20~30	RNA	呼吸器感染, 無菌性髄膜炎, 下痢, 心膜炎, 心筋炎, 発熱, 発疹
レオウイルス	3	75~85	RNA	呼吸器疾患, 胃腸炎
アデノウイルス	41	68~85	DNA	結膜炎, 下痢, 呼吸器疾患, 眼病
A 型肝炎ウイルス	1	20	RNA	感染性肝炎
ロタウイルス	4	70	RNA	小児胃腸炎
ノロウイルス	1?	20	RNA	胃腸炎
アストロウイルス	4	20	RNA	胃腸炎
カリシウイルス	1?		RNA	胃腸炎
スノーマウンテンエージェント	1?		RNA	胃腸炎
ノロウイルス様ウイルス	?		?	胃腸炎
感染性非 A 型非 B 型肝炎ウイルス	1?		RNA?	肝炎

地下水は、地層での濾過による保全機能を有するため、表流水よりはリスクが少ない。しかし、廃棄物処理場や浄化槽からの汚染された浸出液は、地下水に浸透し、公衆衛生問題の原因となるため、時には、地下水でさえも水道供給施設の安全性を強化するために、飲料水処理での濾過と信頼できる消毒を必要とする。下水処理水の再利用として、地下水に人工涵養する場合には、非常に注意深い配慮を潜在的な健康問題に払わなければならない。

農業では、水と肥料に対する価値から長い間地下水や人間の排泄物が再利用されて来たが、もし下水が適切に処理されない場合には、主な病気の媒介経路ともなり得る。農民と同様に消費者が、灌漑用水のウイルスに曝露されるおそれがあるために、米国の州の中には、

アリゾナ州のように農業灌漑用の再利用水にウイルスに関する水質基準を規定している場合がある。ゴルフコースの灌漑用に、米国西部では最近、下水処理水の再利用が使われており、ゴルファーが暴露される場合がでてきている。また、公園などでの散水にも下水処理水が用いられることがあり、このような都市での灌漑利用のためにも、アリゾナ州のようにウイルスの基準を定めている州がある。

#### 2. 4. 3 水環境の腸管系ウイルスの挙動

人間の糞便 1 グラムは、100 万の感染性のある腸管系ウイルスを含みうる。Feachem *et al.* (1983) は、下水のウイルス濃度は 5,000vu/L であると推定した。米国内で観測された生下水のウイルス濃度は、検出限界以下から 276,000vu/L にまで及ぶことが報告されている。Israel で生下水のウイルス濃度は、同様に、検出限界以下から 492,000vu/L の範囲であった。神子らによるレビューでは生下水で  $10 \sim 10^3$ /L のオーダーである（芦立ほか、1995）。報告された範囲が変化する理由は不明確であるが、ウイルスが異なる回収技術で分析されていることや、病気のアウトブレイクやワクチンの接種、不連続に起こることがその原因であると考えられる。

河川のウイルス濃度は、下水処理、希釈、そして環境での衰退効果の理由から、生下水よりも一般的に非常に小さいことが報告されている。しかし、比較的高濃度も時として報告されている。Regli *et al.* (1986) は、飲料水用の水源での腸管系ウイルス濃度が、0.0001 から 100vu/L の範囲であったと述べている。神子らによるレビューでは  $10^{-2} \sim 10$ /L としている（芦立ほか、1995）。下水や環境でのウイルス濃度の要約を、表 2-8 に示している。

表 2-8 環境でのウイルス濃度の報告例 a

Environment		Virus concentration
Feces	viral number per gram feces	$10^6$
	viral number per a patient per day	$10^8$
Untreated wastewater	Theoretical Estimation	5,000 vu/L
	U.S.A.	ND - 276,000 vu/L
	Israel	ND - 492,000 vu/L
	India	1,000 - 11,500 vu/L
River	Missouri River (U.S.A.)	0.005 - 0.1 vu/L
	Seine River (France)	0 - 1.4 vu/L
	Thames River (England)	4 - 22 vu/L
	Rhine River (France)	0 - 283 vu/L
Seawater		0 - 20 vu/L

a. After Shuval *et al.* (1986), Leong (1983), and Feachen *et al.* (1983)

## 2. 5 下水処理プロセスでのウイルスの挙動

下水のウイルスは、酵素の攻撃、蛋白質の外被の変性、構造の健全性の損失、酸化剤と毒物による攻撃、そして処理で除去される他の固形物への吸着という機構によって、下水処理で除去される(Gerba, 1981)。異なる処理プロセスでのウイルスの除去率が、多くの研究者によって検討されてきた。これらの報告(Bitton, 1980; Crook, 1985; Gerba, 1981; Gerba と Rose, 1985&1990; Leong, 1983; Rose&Gerba, 1988; Shuval, 1986; Sorber, 1983)は、表2-9から表2-11のように、要約される。除去率は、同じプロセスの間でも変化することが報告されており、多くの因子によって除去率は影響を受ける。これらの情報からは二次処理でのウイルス除去だけでなく、消毒と三次処理プロセスとの組み合わせることによって、下水処理でのウイルスの除去は、より信頼できることを示している。

### 2. 5. 1 一次処理

下水管渠に排出されたウイルスは、下水中の浮遊物質に吸着されるか、下水に含まれるフロックに取り込まれ、生下水の3%から90%までのウイルスが、固形物とともに除去されると考えられている(Bitton, 1980)。ウイルスは非常に小さいため、水中で自由に分散しているものは沈殿しないが、沈殿性物質や浮遊物質に吸着されたウイルスは、一次処理の段階で、除去可能である。

### 2. 5. 2 二次処理

#### (1) 活性汚泥法

Bitton(1980)は、活性汚泥法によるウイルスの主要な除去機構は、活性汚泥へのウイルスの吸着、細菌による不活化、そして原生動物(プロトゾア)や後生動物(メタゾア)による摂取であると述べている。Gerba(1981)は、このプロセスの除去率は腸管系ウイルスの種類とエアーレーションタンク内の混合液濃度(MLSS)によって変化すると述べている。Sorber(1983)は、活性汚泥法のウイルス除去性能は、処理プロセスの種類、流量と負荷の変化、そして実際の機能性を考慮して評価されるべきであり、実験室の結果は、現場で存在する状態をシュミレートしていないと指摘している。

#### (2) 散水濾床法

Bitton(1980)は、散水濾床によるウイルスの機構は、主に吸着に依存しており、吸着されたウイルスは、スライム層と接触する時に不活化されると述べている。除去率は、一般的に低い。Gerba(1980)は、回転筒型の散水濾床法での、ウイルスの除去効率が比較的良好いと述べている。Sorber(1983)は、濾床の生物膜の剥離の発生のため、散水濾床法の流出水は、時には高い腸管系ウイルスが観測されると述べている。

#### (3) 酸化池や安定化池

表 2-9 下水排水処理での腸管系ウイルスの除去効率

	Removal Efficiency	
	Shuval <i>et al.</i> (1986)	Gerba and Goyal (1985)
Primary Sedimentation	0 - 90 %	0 - 30 %
Septic Tank	0 - 90 %	50 %
Trickling filter	0 - 90 %	90 - 95 %
Activated sludge	90 - 99 %	
Stabilization ponds	99 - 99.99 %	99.99 - 100 %
	(20 days - 4 cells)	( 25 days - 3 cells)

酸化池や安定化池については、藻類と細菌とのウイルスの相互作用に加えて、温度、太陽放射、浮遊物質へのウイルスの吸着、そして底泥への沈殿といった物理的要因によって、ウイルスの不活化や除去が起こるが、底泥の自然な、あるいは人工的な擾乱が起こると、流出水のウイルス濃度が増加する原因となる (Bitton, 1980)。Sorber (1983) は、温度、pH 値、滞留時間、太陽光、生物的要因、そして固形物への吸着が、安定化池でのウイルス削減に貢献すると述べている。

### 2. 5. 3 三次処理

#### (1) 凝集

凝集は、ウイルス除去の塩素処理に加え、二番目に重要なプロセスである (Leong, 1983)。このプロセスは、ウイルスを不活化するのではなく、それらをフロック形成物質に吸着させる (Bitton, 1980)。Sorber (1983) は、実験室での研究から、凝集沈殿プロセスが、ウイルスの除去に非常に効果的であると述べている。

#### (2) 濾過

砂濾過プロセスでのウイルス除去機構は、ウイルスが付着した浮遊粒子またはフロックを濾過して、取り除くことによる。砂粒子は、ウイルスの吸着性に乏しいので (Bitton, 1980)、化学的な凝集剤の無い濾過は、非効率である (Leong, 1983)。

#### (3) 活性炭

ウイルスは、正に荷電したウイルス表面のアミノ基 ( $-NH_2$ ) と、負に荷電した活性炭の表面上でのカルボキシル基 ( $-COOH$ ) との、静電気の吸引力により、活性炭の表面に吸着される。この機構は、pH 値、イオンの強さ、そして有機物含有量によって影響される (Bitton, 1980)。

#### (4) 膜処理法

Sorber (1983) は、プロセスの初期投資と維持管理費用は比較的高価であるが、逆浸透プロセスが、下水からのウイルス減少に最も効果的なプロセスとなると述べている。また浄

表 2 - 1 0 下水処理のプロセスでの腸管系ウイルスの除去効果<sup>4</sup>

Process	Removal mechanism	Removal Efficiency	
		Reported Range	Median
Primary	Sedimentation as SS	0 - 80 %	6.6 %
Secondary			
Activated Sludge	Adsorption to SS, Inactivation by bacteria, Ingestion by Protozoa	0 - 99.9 %	94 %
Trickling Filter	Adsorption to SS, Inactivation by bacteria, Ingestion by Protozoa	0 - 94 %	54 %
Oxidation Pond	Long retention period	0 - 96 %	90 %
Tertiary			
Coagulation Flocculation	Adsorption to floc	63 - 99.6 % (Al <sup>1</sup> )	95% (Al <sup>1</sup> )
		0 - 99.98 % (Fe <sup>2</sup> )	99.5% (Fe <sup>2</sup> )
			73% (Ca <sup>3</sup> )
Sand Filtration	Adsorption	0 - 99.8 %	
Activated Carbon	Adsorption		
Disinfection			
Chlorine	Oxidation	99 - 99.99 % (for potable water) 0 - 99.92 % (for waste water)	
Ozone	Oxidation		
UV	DNA / RNA attack		
Membrane			

1. Al represents aluminum coagulants.

2. Fe represents ferric coagulants.

3. Ca represents lime coagulants.

4. After Bitton (1980) and Leong (1983)

水での例であるが、Jacangelo *et al.* (1991) は低圧限外ろ過を用いたパイロット実験から MS2 ウィルスで、6.5-Log 以上の除去性能があったと報告している。

表 2 - 1 1 下水処理での腸管系ウイルスの除去率<sup>1</sup>

Process		Removal Efficiency	
		Reported range	Typical value
Primary	Sedimentation	0 - 65 %	50 %
Secondary	Stabilization ponds	0 - 80 %	90 %
	Trickling filter	0 - 80 %	50 %
	Activated sludge	0 - 99.4%	90 %
Tertiary	Excess lime precipitation	90 - 99.99 %	90 %
	Alum precipitation		90 %
	Activated carbon	0 - 50 %	
	Chemical coagulation		
	Alum and ferric chloride	2 - 99.99 %	
	Polyelectrolytes	90 - 99.999 %	
	Lime (calcium hydride)	10 - 90 %	
	Carbon adsorption	0 - 50 %	

1. After Gerba (1981)

## 2. 5. 4 消毒

### (1) 塩素処理

塩素は、消毒剤として広く利用され、塩素処理は、下水処理におけるウイルスの不活化に利用される最も重要なプロセスである。主な消毒の機構は、ウイルスの核酸の構造の損傷、コロイド状態であるウイルスの性状の変更、及び強力な酸化効果による活性の抑制である。消毒効果は、多くの因子、塩素濃度、接触時間、pH、温度、下水の特徴及びウイルスの種類の影響を受ける。特に、高濃度の浮遊固形物、有機物質、アンモニアが存在する場合には、塩素の消毒効果が小さくなる。このため、もし高い信頼性の消毒を期待する場合には、塩素処理以前の処理が重要な役割を果たす。

### (2) オゾン処理

オゾンは、ウイルスに対して非常に良く反応し、ウイルスの構造に直接的に作用し、ウイルスを不活化すると理解されている。

### (3) 紫外線消毒

ウイルスのDNAあるいはRNAに直接紫外線がアタックし、ウイルスを不活化する。米国EPAではウイルス不活化の目安として、安全係数を3としてA型肝炎ウイルスで2

Log の不活化に  $21\text{mW}\cdot\text{S}/\text{cm}^2$ 、3Log の不活化に  $31\text{mW}\cdot\text{S}/\text{cm}^2$  を示している(金子、1994)。

#### 2. 5. 5 下水処理のフローダイヤグラム

プロセスの組合せによる、総合的なウイルス除去率が示されている研究もある(Cookson *et al.*, 1975)。対数除去率は、処理前のウイルス濃度に対する処理後のウイルス濃度の対数の絶対値として定義される。例えば、処理の除去率が 90% の場合、対数除去率は  $1 - \text{Log}$ 、除去率が 99% の場合は、対数除去率は  $2 - \text{Log}$  である。Gerba(1981)は、一次処理と消毒の組合せでは  $1 \sim 2 - \text{Log}$  の除去、活性汚泥法と消毒の組み合わせでは  $2 \sim 4 - \text{Log}$  の除去、活性汚泥法の後、凝集、濾過する場合は  $4 \sim 6 - \text{Log}$  の除去、そして活性汚泥法の後、凝集・フロック形成し、沈殿させ、逆浸透膜によって処理する場合は  $10 \sim 11 - \text{Log}$  の除去が期待できると述べている。

#### 2. 5. 6 カリフォルニア州再利用基準に適合した三次処理

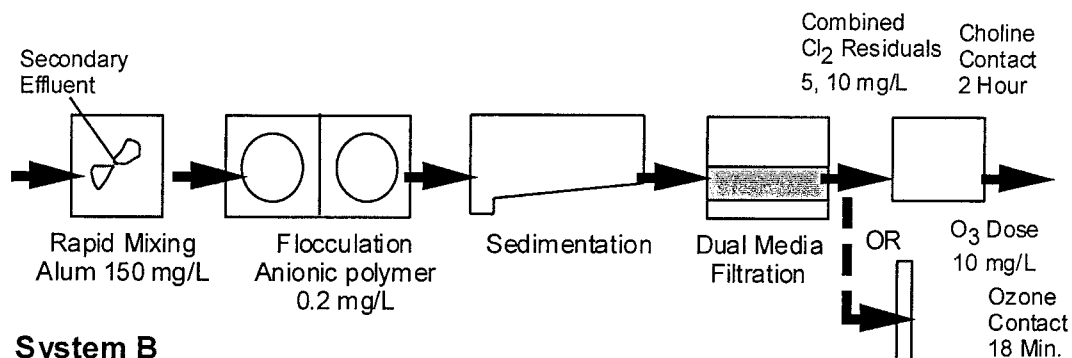
カリフォルニア州は、1976 年下水処理水再利用の基準 Title22 に規定される最も厳格な処理要件に適合する三次処理での効果を調査した。それらの中の一つに Pomona Virus の研究(Parkhurst, 1977)があり、4 つの三次処理プロセスに人工的に添加した Poliovirus I 型の除去率が報告されている。

第1の三次処理プロセスは、カリフォルニア州下水処理水再利用基準で述べられる”full treatment”であり、他の三つは、full treatment の代替プロセスでとなりうるかどうかを検討された。4 つのシステムの構成部分は、図 2-2 に示されている。full treatment である A システムは、 $150\text{mg}/\text{L}$  の高添加率のアラムと  $0.2\text{mg}/\text{L}$  高分子凝集剤を使った凝集、沈殿、濾過、及び消毒で構成され、contact filtration と呼ばれる B システムは、沈殿プロセスを“full treatment”から省略した施設である。硝化促進処理した二次処理水を用いた contact filtration である D システムは、 $5\text{mg}/\text{L}$  の低添加率のアラムと  $0.06\text{mg}/\text{L}$  高分子凝集剤を添加した急速攪拌、二層ろ過、塩素処理で構成される。C システムは、D システムでの濾過プロセスを、粒状活性炭に置き換え、塩素消毒を行ったあと、さらに活性炭吸着を行う。

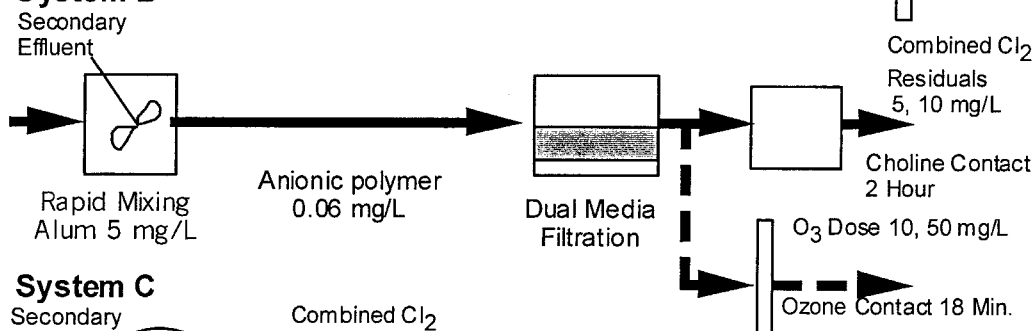
塩素処理では、結合塩素で  $10\text{mg}/\text{L}$  の残留結合塩素濃度で 2 時間接触する場合と、 $5\text{mg}/\text{L}$  の残留結合塩素で 2 時間接触する場合が行われた。また塩素処理の代替のオゾン処理を用いた実験が同様に実施された。

Pomona Virus 研究では、ポリオ・ウイルスを高濃度に添加し、処理水のウイルス濃度を検出下限以上に上昇させることにより、高度処理プロセスのウイルス除去率を推定できたものである。その除去率は、図 2-3 のようにまとめられる。A システムでは、活性汚泥法の処理水を、凝集、混和、沈殿、濾過後に塩素やオゾンにより消毒した場合、 $5.2 - \text{Log}$  の腸管系ウイルス除去を達成できた。これと同程度の除去率を期待できるのはシステム B、C であった。

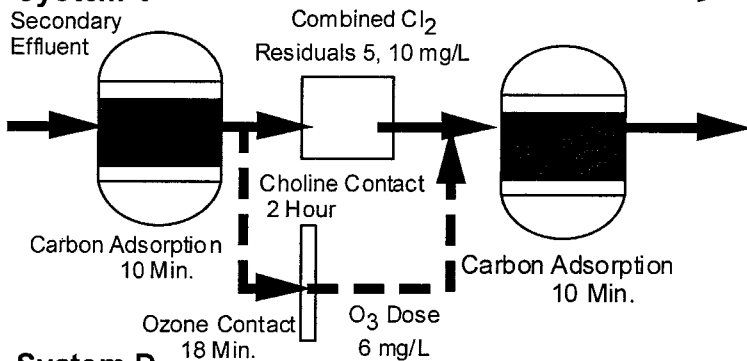
### System A



### System B



### System C



### System D

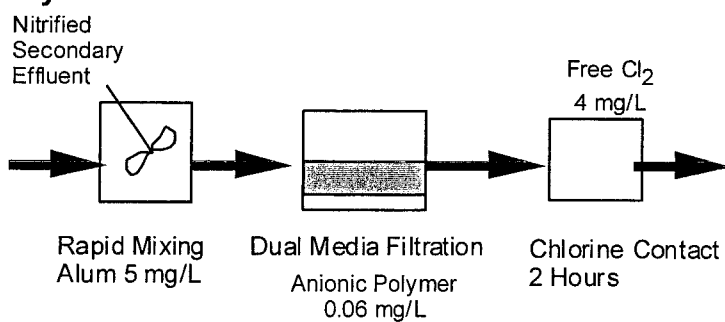
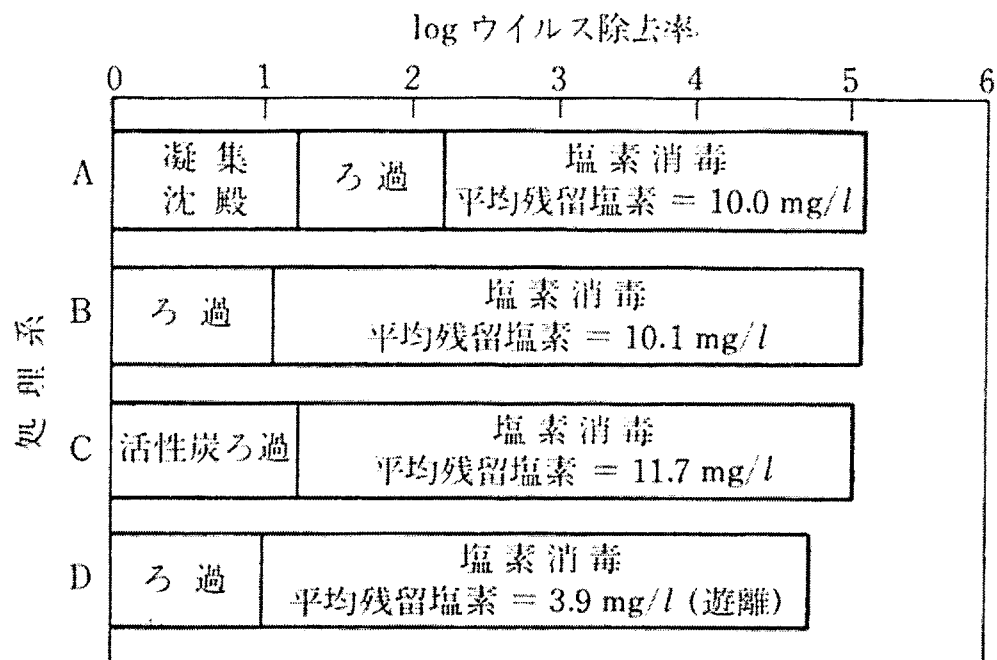
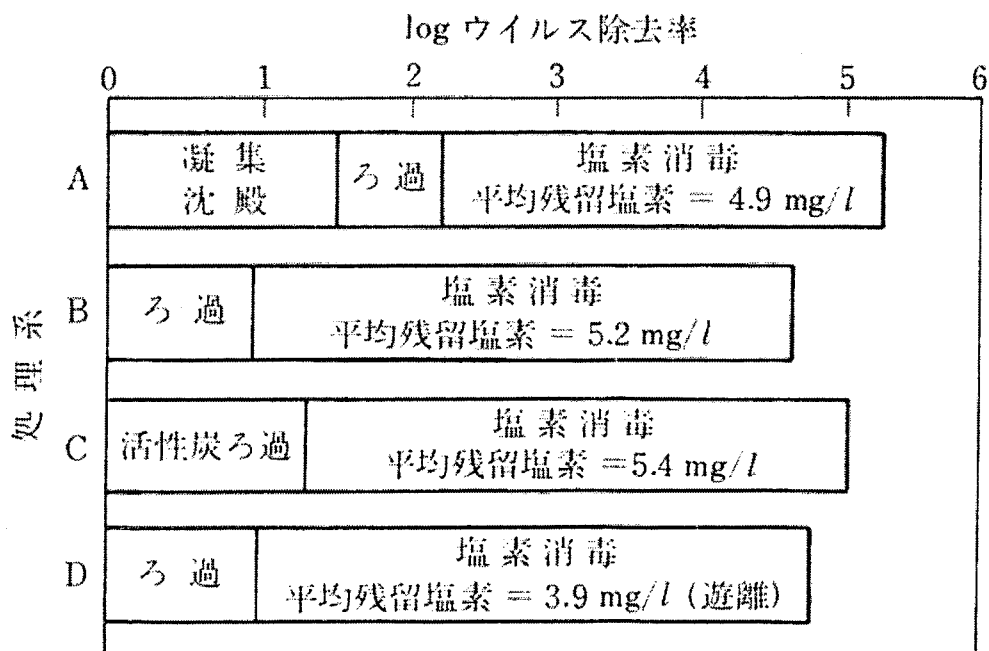


図 2 - 2 Pomona Virus研究で用いられた 4 つの三次処理施設(Tanaka, 1992a)





(a) 塩素消毒濃度 10 mg/l 程度



(b) 塩素消毒濃度 5 mg/l 程度

図 2-3 California州の非制限的な(unrestricted)用途を目的とした下水処理水の再利用に必要な三次処理のウイルス除去率(Purkhurst, 1977)  
 A : full treatment, B : contact filtration, C : 活性炭を用いた 2 段ろ過,  
 D : 硝化促進した二次処理水をcontact filtration

また、AシステムとBシステムで、5mg/L程度の残留塩素濃度で塩素消毒を行った場合のウイルス除去率は、4.7-Log程度であった。なお、10mg/L程度の残留塩素で、二次処理水を直接塩素消毒した場合は、3.9-L程度の除去率が得られた。

## 2. 6 結 語

本章では、米国や日本での水系感染性微生物の汚染状況、衛生学的基準、人と接触が最も懸念される下水処理水再利用に関する知見を整理し、最も注目される病原性微生物の一つである腸管系ウイルスの下水処理での挙動を論述した。この結果、次の知見が得られた。

- (1) 水系感染性微生物による感染が、先進国で依然問題となっており、その中でも腸管系ウイルスや原虫による水道、レクリエーション利用での被害が、米国、日本などで生じている。
- (2) 腸管系ウイルスは、感染性の高さ、水処理での除去の困難さ、環境での減衰性の低さ、感染者による多量の排泄、存在のモニタリングの困難さなどから、下水処理水や再利用水では、十分な注意が払われるべき病原性微生物である。
- (3) 米国、日本の環境、排水、再利用に関する衛生学的基準は、主として大腸菌群数などを代表とした指標細菌の体系であり、細菌による疾患の定性的な疫学情報をもとに定められており、腸管系ウイルスや原虫そのものを管理目標とした基準は、アリゾナ州での下水処理水再利用基準のみであった。
- (4) 米国の州やU S E P Aでは、下水処理水再利用の水質基準の他に、モニタリング対象以外の病原性微生物のバリアとしての機能を処理基準として定めている場合がある。しかし、カリフォルニア州などで定められた処理機能の根拠は、経験的な理由からであり、科学的なリスク評価はこれまで行われてきていない。我が国においては、下水処理水再利用での処理機能を定める基準の考え方は、現在のところは出ていない。
- (5) 下水処理水は、処理水量が増加しつつあり、放流先の環境に占める割合が増加しつつあり、また下水処理水再利用は、水資源問題を解決するために、世界的に広く実施され、水資源として重要になってきている。特に、日米両国の再利用用途で増加してきているのは、環境維持用水や都市での修景用水などであり、一般市民が再利用水に接触する機会が増加しつつある。
- (6) 未処理下水のウイルス濃度や下水処理のウイルスの除去率は、広い範囲にわたる値が報告されている。しかし、プロセスや処理水でのウイルス濃度の十分なモニタリングデータは、カリフォルニア州の事例を除いてほとんど報告されていない。

## 2. 7 参考文献

Ahmed, F.E.(Eds.)(1992)*Seafood Safety*, National Academy Press.

Asano, T., L.Y.C. Leong, M.G. Rigby, and R.H. Sakaji (1992) Evaluation of the California wastewater reclamation criteria using enteric virus monitoring data. *Proceedings of IAWPRC, 16 th Biennial Conf. and Exhib.*, Washington D.C.

Asano, T., (Eds.) (1998) *Wastewater reclamation and reuse*, Technomic Publishing Co.

芦立徳厚、神子直之、平田強、保坂三継 (1995) 微生物汚染の評価方法、水中の健康微生物シンポジウム講演集、(社) 水環境学会「水中の健康関連微生物」研究委員会。

Bitton, G. (1980) *Introduction to environmental virology*. John-Wiley & Sons, New York, N.Y.

Cabelli, V.J., A.P. Dufour, L.J. McCabe, M.A. Levin (1983) A marine recreational water quality criterion consistent with indicator concepts and risk analysis, *J. Water. Pollution Control Fed.*, 55:1306-1314.

Cabelli(1983)*Health Effects Criteria for Marine Recreational Waters*, EPA600/1-80-031.

CDHS, California Department of Health Service (1978) Title 22, California Code of Regulations. In *Wastewater Reclamation Criteria*, California Department of Health services, Sanitary Engineering Section, Berkeley.

Committee of Report (1979) Viruses in drinking water, *Journal AWWA* 87 pp. 441-444.

Cookson, J. T. and C. M. Robson (1975) Disinfection of wastewater effluents for virus inactivation. In *Disinfection water and wastewater*, Johnson, J. D.(Eds.), Ann Arbor Science Publisher Inc., Ann Arbor, MI.

Crook, J. (1985) Health and regulatory consideration. In *Irrigation with reclaimed municipal wastewater -Guidance manual*, Pettygrove, G. S. and T. Asano (Eds.), Lewis Publishers Inc., Chelsea, MI.

CWRCB, California State Water Resources Control Board(1990) *California municipal wastewater reclamation in 1987*, Sacramento, CA.

Dufour(1984)*Health Effects Criteria for Fresh Recreational Waters*, EPA600/1-84-004.

Feachem, R. D., D. J. Bradley, H. Garelick, and D. D. Mara (1983) *Sanitation and disease: Health aspects of excreta and wastewater management*. Chichester, John Wiley and Sons.

Gerba, C. P. (1981) Virus survival in wastewater treatment. In *Viruses and wastewater treatment*, Goddard, M., S. M. Goyal, and M. Butler (Eds.), Pergamon Press, Oxford, England.

Gerba C. P. and S. M. Goyal (1985) Pathogen removal from wastewater during groundwater recharge. In *Artificial recharge of groundwater*, Asano, T. (Eds.), Butterworth Pub., Stoneham, MA.

Gerba C. P. and J. B. Rose (1985) Pathogen removal from wastewater during groundwater recharge. In *Artificial recharge of groundwater*, Asano, T. (Eds.), Butterworth Publishers, Stoneham, MA.

Gerba C. P. and J. B. Rose (1988) Waterborne gastroenteritis and viral hepatitis. *CRC Critical Review in Environmental Control*, **15**, Issue 3, pp.213-236.

Gerba, C. P. and J. B. Rose (1990) Viruses in source and drinking water. In *Drinking water microbiology*, McFeters, G. A. (Eds.), Springer-Verlag New York Inc., New York, N.Y.

石橋良信,大村達夫,下原悦子,平田強,広谷博史(1995)世界の水系微生物感染症の動向,水中の健康微生物シンポジウム講演集、水環境学会。

Jacangelo, J.G., J.M. Laine, K.E. Carns, E.W. Cummings and J. Malleville(1991)Low-pressure membrane filtration for removal Giardia and microbial indicator, *J. of AWWA*, 83(9) 97-106.

金子光美(1998)水中生物のリスクアセスメントの考え方とその方法,土屋他編リスクマネジメント実務指針、サイエンスフォーラム社。

金子光美(1994) 消毒(27)～(29), 月刊浄化槽, No. 219, 37-41, No. 220, 35-41, No.221, 30-34.

環境庁水質保全局監修 (1996) 逐条解説 水質汚濁防止法,水質法令研究会編,中央法規出版出版年。

建設省(1980)下水処理水循環利用技術指針 (案)、建設省。

建設省 (1990) 下水処理水の修景・親水利用水質検討マニュアル (案)、建設省。

建設省(1991,2000) 日本の下水道, 日本下水道協会

Leong, L.Y.C. (1983) Removal and inactivation of viruses by treatment processes for potable water and wastewater-A review. *Wat. Sci. Tech.* **15**, Capetown, pp.91-114.

Metcalf & Eddy(1991) Wastewater Engineering, 3rd Edit., McGraw-Hill, New York, NY.

大垣眞一郎(1996)再利用のための水処理システムと水質基準,金子光美編,水質衛生学、技報堂出版。

Parkhurst, J. D. (1977) *Pomona virus study, Final report*. California Water Resources Control Board, Sacramento, CA.

Regli, S., J. B. Pore, C. N. Haas, and C. P. Gerba (1991) Modeling the risk from *Giardia* and viruses in drinking water. *Journal AWWA*, **83**, No.11, pp.76-84.

Rose J. and C. P. Gerba (1988) Microbial aspects of wastewater reuse of irrigation. *CRC Critical Review in Environmental Control*, **16**, Issue 3, pp.231-256.

Shuval H. I., A. Adin, B. Fattal, E.Ranitz, and P. Yekutieli (1986) *Wastewater irrigation in developing countries, Health effects and technical solutions*, World Bank Technical Paper No.51, The International bank for Reconstruction.

Sorber, A. C. (1983) Removal of viruses from wastewater and effluent by treatment processes In *Viral pollution of the environment*, G. Berg (Eds.) , CRC Press, Inc., Boca Raton, FL.

Tanaka, H.(1992a) *Estimating the reliability of wastewater reclamation and reuse using enteric virus monitoring data*, Thesis, University of California, Davis.

田中宏明(1992b)下水処理水の課題と展望, 平成4年度環境セミナーテキスト, 土木学会西部支部。

田中宏明(1993)米国での再利用水の安全性評価の議論, 平成5年1月27日 土木学会衛生工学委員会:ワークショップ「水の再利用と微生物基準」講演集。

田中宏明(1996)感染リスクの評価,金子光美(編) 水質衛生学,技報堂出版。

田中宏明(1998a)流域水管理と微生物リスク制御,環境工学研究フォーラム講演集,35, 188-190。

田中宏明(1998b)下水・排水のリスク評価の考え方とその手法,病原性微生物のリスク評価,土屋、酒井、中室(編), 水のリスクマネジメント指針,サイエンスフォーラム社。

田中宏明(1999a) 感染リスクからみた微生物基準の考え方,第2回水環境学会シンポジウム講演集, 213-214。

田中宏明(1999b)日米における流域水質管理の相違－水系感染性病原微生物対策からの視点－, 土木学会環境工学委員会流域水マネジメント研究小委員会報告書,土木学会。

徳田博保(1998)環境庁の水環境行政－有害物質対策、水循環施策を中心に－,水環境学会誌, 21,8,2-5.

USEPA(1986)*Design Manual Municipal Wastewater Disinfection*, EPA/625/1-86/021.

U.S.EPA(1992) *Guidelines for water reuse*, Technology Transfer Manual, USEPA & USAID, USA/625/R-92/004.

USEPA(1999)*Action Plan for Beaches and Recreational Waters*,EPA/600/R-98/079.

WPCF(1989) *Water Reuse, 2nd Edit.*, Manual of Practice, SM-3, Water pollution Control Federation, Alexandria, VA.

Yates, M.(1998) Microbial considerations in wastewater reclamation and reuse, In Asano, T.(Eds.) *Wastewater reclamation and reuse*, Technomic Publisher.

### 第3章 感染リスクの定量化方法と下水処理水の安全性評価への利用

本章では、病原性微生物の水系感染によるリスクについての評価方法と、飲料水、下水処理水、再利用水、魚介類の安全性評価について行われた過去の研究事例を総括し、下水処理水や再利用水の衛生学的安全性を評価する方法を提案する。

#### 3. 1 リスクアセスメント

人の健康に係わるリスクアセスメントと呼ばれる評価手法を用いて、飲料水や大気中等に含まれる化学物質や病原性微生物の濃度が、人の健康にどの程度の影響を与えるかを定量的に評価し、許容可能なレベルとするために規制体系を作る試みが、積極的に行われてきている。人の健康に係わるリスク原因物のリスクアセスメントでのリスクとは、人の健康にある悪影響が起こる確率として定義される。

米国国立研究評議会(National Research Council;NRC,1983)によって、基本的なリスクアセスメントの手順が、図3-1のように示されている。まず、リスクの原因が何であるかを同定することから始まる。つまり、リスクを評価すべき原因の物質を明確化することである。これを危険性の認識(hazard identification)と呼んでいる。次にそのリスクの原因物(risk agent)に人が暴露した場合に、人体が受ける影響を定量的に記述するプロセスは用量反応(dose-response)の評価と呼ばれており、その評価モデルは、人体あるいは動物実験から得られた、疫学あるいは実験データを基に、数学モデルとして作成される。

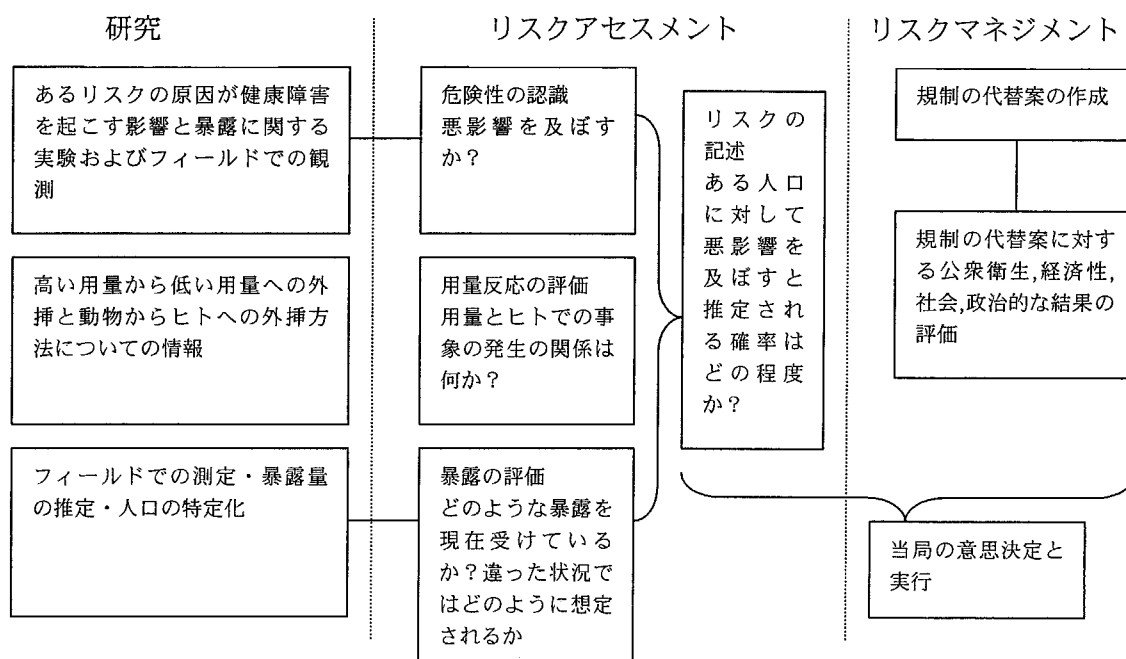


図3-1 リスクアセスメントとマネジメントの基本的考え方(NRC,1983)

次に、あるシナリオでどの程度のリスク原因物の暴露を受けるのかを評価する暴露評価のプロセスが必要である。これは、リスク原因物が環境中に放出される場合には、それがどのような経路でどのくらい人体に到達するのかを、定量化するプロセスである。環境媒体、例えば、空気、飲料水、食品等の摂取を通じての人体への暴露の場合には、環境媒体に含まれるリスク原因物の濃度が直接分かれば、環境媒体の摂取量が汎用値 (default value) として分かっているので、リスク原因物の用量 (dose) が計算できる。摂取される環境媒体中に含まれるリスク原因物をモニタリングしたデータがあれば、それを直接用いればよい。しかし、発生源あるいは排出源から環境に直接排出されるリスク原因物の濃度、あるいは原水の濃度しか分からないとすれば、モデル等によって、それが環境媒体中を伝播、減衰する過程や浄水や下水処理によって除去される過程を予測した上で、直接ヒトが暴露されるもとになる水または食物中の濃度を推定することになる。水または食物の摂取量とその中のリスク原因物の濃度を基にヒトの暴露量つまり用量を算定する。

最後にその用量をもとに用量・反応のモデルを用いてリスクの大きさを定量し記述する。この作業段階が、リスクの記述 (risk characterization) である。

微生物のリスクアセスメントでも、これと同じアプローチが取られる。感染のリスクは危険性と暴露量の関数である (Haas, 1983a, 1983b)。リスクを定量化し、記述するためには、病原性微生物とヒトとの相互作用、つまり用量反応関係と、ヒトがその病原性微生物に暴露されるレベルの情報が、必要である。微生物による感染リスクの評価は、通常、微生物濃度や摂取量、環境や処理過程での減衰率を決定論的に評価することで求められる。しかし、実際には環境中の病原性微生物濃度、摂取する水量や食物量、環境や様々な処理過程での病原性微生物の減衰率等も変動しているため、これに起因した不確実性を含んでいる。このため、これらの暴露評価においても変動性を考慮した確率論的なアプローチを用い、それに基づいたリスクアセスメントも行われている (Cooper *et al.*, 1984; Olibieli *et al.*, 1989)。

このようなリスクアセスメントは、ある暴露によってどの程度のリスクが生じるかという *Prospective* な方法に利用されるばかりでなく、*retrospective* つまり、許容されるリスクが与えられるときに、許容される汚染のレベルを、行政的に決定するためにも使われる (Rodda and Kfir, 1991)。

### 3. 2 用量反応モデル

病原性微生物の暴露量をリスクに変換するというリスクアセスメントの中心的なプロセスについて詳しく述べることにする。

用量反応のアセスメントの目的は微生物の暴露レベルとその結果として影響が起こる確率の関係を求めることにある。もし、実験などで観測可能な範囲のリスクが、直接アセス

メントできるほど、許容できる微生物のリスクが十分に高いならば、一般には用量反応の解析は必要ないであろう。しかし、一回の暴露での許容できるリスクレベルが、 $1/1000$ 未満ということが普通であるので、このようなリスクをアセスメントするために、「許容」用量を確認するのに必要な、被験者が $1000$ を越える実験は、非現実的である。従って、観測される高用量の結果を、低用量へ外挿を行うためのパラメトリックな用量反応曲線の利用が必要になる。

人が暴露された病原性微生物量と、その人が感染、あるいは発病するリスクが、どの程度であるかを、微生物の暴露量、つまり用量(dose)から決定するモデルが、複数提案されている (Haas, 1983a; Rose & Gerba, 1991; Regli *et al.*, 1991; Cooper *et al.*, 1984)。

### 3. 2. 1 生体内の用量を反映したモデル

感染性のある微生物が低用量で、暴露される人の集団は、水などの環境媒体を通して必ず分布を持った用量を受ける。微生物の分布がランダムならば、この現象を考慮する必要があり、多くの化学物質に関するものと異なる点である。

感染性の微生物を特徴付ける第2の点は、影響を受ける宿主の体内のある場所で感染性のある微生物が繁殖する能力を有し、感染性のある微生物とヒトとが相互の影響を及ぼすことである (Levin, 1996)。

病原性微生物の用量反応アセスメントでは、初期の過程、特に感染に注意を払う場合が多い。公衆衛生の視点からは、感染を最小限とすることが、安全側であるので、研究の第一の目的として感染に焦点を当てることは妥当である。

感染のプロセスは次の2つの連続したプロセスが起こることが必要と考えられる (Haas, 1983a)。

1. ホストである人が、1以上の感染を起こす能力を持つ微生物を摂取する。
2. その微生物はホストの反応により、感染を起こすほど増殖することができず、死滅するか、あるいは摂取されたごく一部の微生物が感染の始まる部位に到達し、感染を起こす。

最初のステップは、平均の暴露量が $d$ である1回の暴露によって、ヒトが摂取する微生物が正確に $j$ 個である確率を、 $P_1(j|d)$ と表現する。第2ステップは、生存して感染を起こすために必要な微生物が $k$ 個 ( $\leq j$ ) である確率として $P_2(k|j)$ と表現する。もし、この2つのプロセスが独立と見なせるなら、 $k$ 個の微生物が生存し、感染性の疾患を起こす全体の確率は、次のように与えられる。

$$P(k) = \sum_{j=1}^{\infty} P_1(j|d)P_2(k|j) \quad (3-1)$$

関数 $P_1$ は摂取される、つまりヒトが暴露されて摂取する微生物の数が個人個人で変化する



ることを示し、関数  $P_2$  は摂取された微生物の一部が生存し、感染性の疾患を起こすという人体の抵抗に打ち勝ち、微生物が生き残る確率を表す。

ある限界値となる数以上の微生物が人体に生存できる時に、感染が始まる。もしこの最少の数を  $k_{min}$  と表すと、感染の確率、つまり、平均の用量  $d$  の暴露を受けた場合、感染する被験者の割合  $P_1(d)$  は次のように書ける。

$$P_1(d) = \sum_{k=k_{min}}^{\infty} \sum_{j=k}^{\infty} P_1(j|d)P_2(k|j) \quad (3-2)$$

ここで  $k_{min}$  については、 $k_{min}$  が 1 に等しいとする考え方と  $k_{min}$  は 1 より大きいある数であるとする考え方がある。もし、 $k_{min}$  が一定ではなく、確率分布であるなら、式 3-2 は、より一般的な用量反応モデルに拡張できる。 $k_{min}$  の数値と  $P_1$  と  $P_2$  の関数形を決めることで、数多くの用量反応関係を導くことが可能である(Haas *et al.*, 1998)。

### 3. 2. 2 指数(exponential)用量反応モデル

個人個人の微生物の用量、つまり微生物の分布がランダム（つまりポアソン分布）であり、それぞれの微生物が人体内では同じ生存確率  $r$  を有し、さらに  $k_{min}$  が 1 であることを仮定する。

ポアソン分布を仮定することから、

$$P_1(j|d) = \frac{d^j}{j!} \exp(-d) \quad (3-3)$$

生存に関する仮定は次の二項分布が使えることを意味している。

$$P_2(k|j) = \frac{j!}{k!(j-k)!} (1-r)^{j-k} r^k \quad (3-4)$$

式 (3-3) と式 (3-4) を式 (3-2) に代入し、 $k_{min}=1$  を仮定すると

$$P_1(d) = 1 - \exp(-rd) \quad (3-5)$$

となる。これが指数用量反応モデルであり、一つのパラメータ  $r$  で用量反応関係が特徴付けられる。

### 3. 2. 3 ベータポアソン用量反応モデル

ヒトの反応の多様性、微生物、あるいはその両方が原因となって、ヒトに侵入後の微生物の生存確率  $r$  が変化し、 $r$  がある確率密度で支配されると考える (Furumoto&Mickey, 1967a&1967b)。ここで、パラメータ  $r$  は二項分布と組み合わせられる確率密度関数とすると

$$P_2(k|j) = \int_0^1 \left[ \frac{j!}{k! (j-k)!} (1-r)^{j-k} r^k \right] f(r) dr \quad (3-6)$$

ここで、分布  $f(r)$  は、 $r$  の変動範囲  $\langle 0, 1 \rangle$  で  $\langle 0, 1 \rangle$  の範囲の値を与える関数である。もし  $f(r)$  がベータ関数であると仮定し、さらに用量の変動がポアソン分布であると仮定するならば、式 3-3 と式 3-6 を式 3-2 に入れる。これがベータポアソンモデルであり、次のように書ける (Haas, 1998)。

$$P_1(d) = \frac{\Gamma(\alpha + \beta)}{\Gamma(\alpha)} \sum_{j=1}^{\infty} \left[ \frac{\Gamma(\alpha + j)}{\Gamma(\alpha + \beta + j)} \frac{(-1)^{j-1} (d)^j}{j!} \right] \quad (3-7)$$

Furumoto と Mickey (1963a&1963b) は、式 3-7 の近似として次を導いた。

$$P_1(d) = 1 - \left( 1 + \frac{d}{\beta} \right)^{-\alpha} \quad (3-8)$$

$\beta$  が小さな値か、 $d$  が大きな値であると、近似性は劣るが、低用量では、厳密解と近似解の乖離は実質的には起こらない (Haas, 1998)。

### 3. 2. 4 経験的モデル

機構に基づく仮定から導かれたモデルの代わりに、経験的モデルを使うことも可能である。化学物質の毒性解析に使われてきた典型的なモデルと同様に、数多くのモデルがある。感受性の高いホスト（ヒトあるいは動物）の集団では、ある影響を与えるリスク因子に対して、内的な耐性力はある分布を持つとする考え方から始まっている (Gaddum, 1933)。もし人口集団が、ある用量のリスク因子に暴露されたとき、その集団でその用量に耐えられないグループの割合を、経験的なモデルとして表現する。つまり、用量反応関係を評価することは、感受性を持つグループの免疫力の分布を求めることである。

微生物の用量反応に関する耐性分布  $f(d)$  は、微生物の用量  $d$ 、つまり 1 回の用量に含まれる平均的な微生物数に関する確率密度関数である。感染に関する用量反応は、累積密度関数で定義される。

$$P_1(d) = \int_0^d f(y) dy \quad (3-9)$$

経験的モデルの中では、対数正規モデルとロジスティックモデルが比較的によく使われる。両者は高い用量では似た値を示すが、低用量では、対数正規分布モデルは、両対数座標上で線形であるのに対し、ロジスティックモデルでは曲線形となり、後者は前者よりずっと小さなリスクの推定値を与えることになる。このほか、線形モデルを仮定する場合もある (Hutzler, 1980)。

### (1) 対数正規(lognormal)モデル

対数正規分布モデルは、人の病原性微生物に対する免疫力には個人差があり、暴露される病原性微生物量に対して、対数正規分布すると仮定したモデルである。

$$P^*(D) = \int_0^D \frac{1}{t \sigma \sqrt{2\pi}} \exp \left[ -\frac{1}{2} \left( \frac{\text{Log } t - \mu}{\sigma} \right)^2 \right] dt \quad (3-10)$$

ここに P : 1回の暴露で感染する確率 (リスク)

D : 暴露量つまり用量 (dose)

$\alpha, \beta, \gamma, \mu, \sigma$  : パラメータ

### (2) ロジステック(logistic)モデル

ロジステックモデルは、Hald (1952) によって提案され、次のように表現される。

$$P(D) = \frac{1}{1 + \text{EXP}(-\{M + N \log(D)\})} \quad (3-11)$$

P : 1回の暴露で感染する確率 (リスク)

D : 暴露量つまり用量 (dose)

M, N : パラメーター

### 3. 2. 5 病原性微生物の用量反応モデルのパラメータ同定

これらのモデルのタイプとパラメータは、疫学的あるいはボランティアの人に対する実験データを基に、暴露された病原性微生物の用量と暴露された被験者数に対する実際に感染した人の比率を求め、用量反応関係が観察されたデータに最も適合するように決定する。

さまざまな病原性微生物で推定されている用量・反応モデルのパラメータは、感染に関しては Haas (1983a)、Rose&Gerba (1991)、Regli *et al.* (1991)、土田 (1998) らによって表 3-1 から表 3-3 のように報告されている。

同一の病原性微生物でも文献によってパラメータが異なるのは、推定に用いられた感染データが更新されているためと思われる。また、これらモデルをもとに、いくつかの微生物の用量と反応の関係をグラフ化すると図 3-2 のようになる。腸管系ウイルスの中で Rotavirus は Poliovirus 3 とともに感染性が高く、 $10^{-3}$  の平均用量以下では Rotavirus は最も感染リスクが大きくなることが分かる。

表 3 - 1 病原性微生物の用量反応モデルに使われるパラメータ(田中,1996)

病原性微生物の種類	出典	モデル	モデルのパラメータ			備考 図 3-2 (a) の番号
			$\alpha$	$\beta$	$\gamma$	
Poliovirus 1	Haas(1983a)	Beta	15	1000		[1]
	Rose & Gerba(1991)					
	Rose & Gerba(1991)	Beta	0.5	1.14		[2]
	Regli et al.(1991)	指数			0.009102	
	Regli et al.(1991)	Beta	0.1097	1524		[3]
Poliovirus 3	Haas(1983b)	Beta	15	1000		[4]
	Haas(1983b)	Beta	0.119	200		[5]
	Regli et al.(1991)	Beta	0.409	0.788		[6]
	Haas(1983a)	Beta	0.5	1.14		[7]
	Haas(1983a)	Beta	1.3	75		[8]
Echovirus 12	Rose & Gerba(1991)					
	Regli et al.(1991)	Beta	0.374	186.69		[9]
	Rose & Gerba(1991)	Beta	0.232	0.247		[10]
Rotavirus	Regli et al.(1991)	Beta	0.26	0.42		[11]
	Rose & Gerba(1991)	指数			0.0199	
	Regli et al.(1991)					
<i>Giardia lamblia</i>	Haas & Rose(1994)	指数			214	
<i>Cryptosporidium parvum</i>	Rose & Gerba(1991)	Beta	0.039	55		
<i>Campylobacter</i>	Rose & Gerba(1991)	Beta	0.33	139.9		
<i>Salmonella</i>	Rose & Gerba(1991)	Beta	0.21	5531		
<i>Salmonella typhi</i>	Rose & Gerba(1991)	Beta	0.16	155		
<i>Shigella</i>	Haas(1983a)	Beta	0.5	100		
<i>Shiella dynesteriae 1</i>	Rose & Gerba(1991)					
<i>Shigella fleneti 2A</i>	Haas(1983a)	Beta	0.2	2000		
##	Rose & Gerba(1991)					
<i>Vibrio cholera</i>	Rose & Gerba(1991)	Beta	0.097	13020		
<i>classical</i>						
<i>Vibrio cholera El Tor</i>	Rose & Gerba(1991)	Beta	2.70E-05	1.33		
<i>Entamoeba coli</i>	Haas(1983a)	Beta	0.17	1.32		
<i>Entamoeba histolytica</i>	Rose & Gerba(1991)					
	Rose & Gerba(1991)	Beta	13.3	39.7		

表 3 - 2 病原性微生物の用量・反応(罹患)モデル(Cooper et al., 1984)

病原性微生物の種類	ロジスティック		ヘリタ		指数	対数正規	
	M	N	$\alpha$	$\beta$	$\gamma$	GM <sup>1</sup>	GSD <sup>2</sup>
<i>Shigella</i> spp.	-7.4577	2.0292	.16	155	1.03E-3	8.92E3	31.8
<i>Vibrio cholera</i>			.097	13020	7.45E-6	3.2E6	14.5
<i>classical</i>							
<i>Vibrio cholera</i>	-24.82	5.39	1.33	2.7E-5	4.99E-5	7.2E-4	5.8
<i>El Tor</i>							
<i>Campylobacter</i>			.39	55	7.003E-4	30	2.4
<i>Escheicha coli</i>	-1.2184	.2406			1.217E-8	4.36E7	36.6
<i>Salmonella</i> spp.	-1.9927	.0002	.33	139.9	2.353E-3		
<i>Salmonella typhi</i>	-7.9934	1.9293	.21	5531	3.79E-5	3.37E6	71
Enterovirus						2.5E2	73
<i>Giardia lamblia</i>			.18	11.6	1.53E-2	102	17

1. GM:対数正規分布の幾何平均で式(10-3)でのパラメータ,  $\mu = \log(GM)$ 2. GSD:対数正規分布の標準偏差で式(10-3)でのパラメータ,  $\sigma = \log(GSD)$ 

3. Gerba &amp; Haas(1988), Rose &amp; Gerba(1991), Gerba &amp; Rose(1993)を基にNRCが作成

表 3-3 病原性微生物の用量反応（感染）モデル（土田他、1999）

種類	病原性微生物名	βモデル		指数モデル	ロジスティックモデル		病原性微生物に対する最適なモデル
		α	β	$\gamma (\times 10^{-5})$	M	N	
細菌類	<i>Salmonella typhosa</i>	0.1591	21400	3.176	6.151	-0.9391	βモデル
	<i>Shigella dysenteriae</i> 1	0.2828	21.34	4431	3.341	-1.342	βモデル
	<i>Shigella flexneri</i> 2A#	0.1844	65.27	-	2.975	-0.8425	βモデル
	<i>Shigella flexneri</i> 2A##	0.3306	5563	23.18	8.161	-1.787	βモデル
ウイルス類	Poliovirus1 (Minor's data)	5962	743000	8024	19.95	-10.93	ロジスティックモデル
	Poliovirus1 (Lepow's data)	0.1142	163.6	-	2.973	-0.6050	βモデル
	Poliovirus3	0.4178	0.8137	272900	0.9025	-1.572	ロジスティックモデル
	Echovirus12	0.9184	50.37	13030	3.755	-2.115	ロジスティックモデル
原虫	<i>Entamoeba coli</i>	0.1305	0.5907	-	1.889	-0.9671	βモデル

"-" は5%の有意水準で、 $\chi^2$ 検定の結果棄却されたものである。

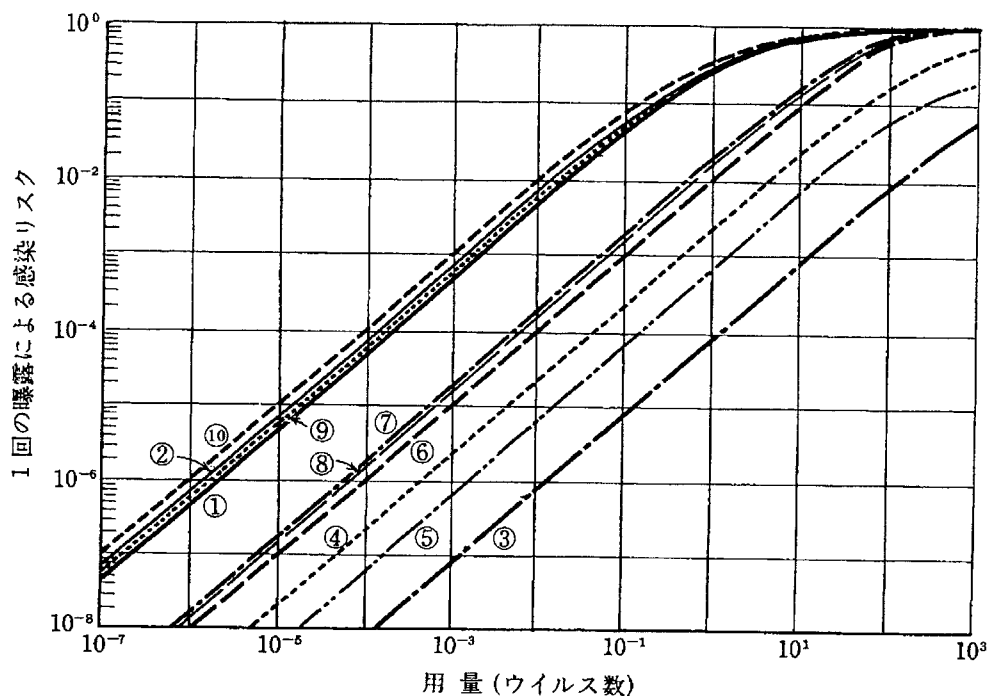
また、Cooper ら(1984)は、罹患データに基づいて、4つのモデルのパラメータを表3-2のように報告している。また土田ら(1999)はロジスティックモデルについても表3-3のようなパラメータ推定を行っている。

表3-1の感染モデルパラメータを基に、各種の病原性微生物1単位に暴露された時の感染率と罹患率と死亡率は、表3-4のように推定されている(NRC, 1993)。

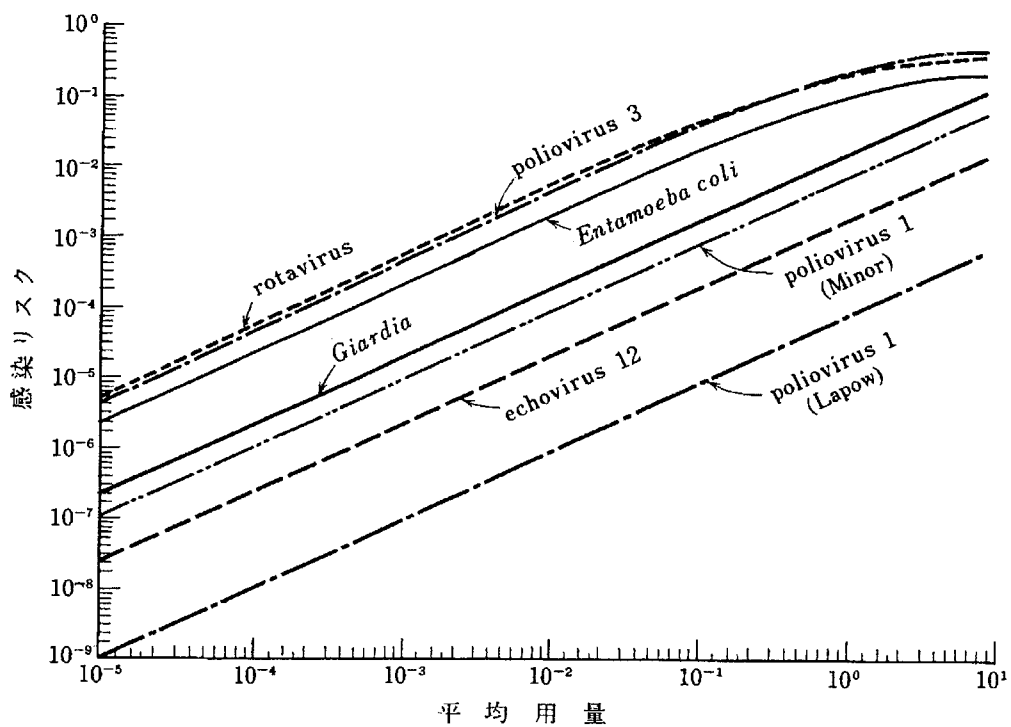
この表から分かるように、腸管系ウイルスの感染性は高く、特に Rotavirus は1単位でも約30%のヒトが感染すると推定されている。

表 3-4 腸管系病原性微生物による感染、罹患、死亡リスク (NRC, *et.al*, 1993)

	1 単位の微生物に 暴露されること による100万人 当たりの感染確率	感染に対する 治療が必要な 疾患の割合 (%)	死亡率 (%)	二次感染率 (%)
<i>Campylobacter</i>	7,000			
<i>Salmonella typhi</i>	380			
<i>Shigella</i>	1,000			
<i>Shigella dysenteriae</i> 1				
<i>Vibrio cholerae</i> classical		7		
<i>Vibrio cholerae</i> El tor				
Coxsackieviruses		5-96	0.12-0.94	76
Echovirus 12	17,000	50	0.27-0.29	40
Hepatitis A virus		75	0.6	78
Norwalk virus			0.0001	30
Poliovirus 1	14,900	0.1-1	0.9	90
Poliovirus 3	31,000			
Rotavirus	310,000	28-60	0.01-0.12	
<i>Entamoeba histolytica</i>				
<i>Giardia lamblia</i>	19,800			
<i>Entamoeba histolytica</i>				



(a)



(b)

図3-2 低濃度の用量での各種の病原性微生物の感染リスクの比較

(a) は Tanaka(1992a)で表3-1のウイルスについての感染リスクを表示

(b) は Regli 他(1991)

表 3 - 5 病原性微生物の最小感染リスク (Rose & Gerba, 1991a&b)

病原性微生物	最小感染量	
	1 % の感染確率	0.01 % の感染確率
<i>Campylobacter</i>	1.4	0.014
<i>Salmonella</i>	4.3	0.042
<i>Salmonella typhi</i>	263	2.6
<i>Shigella</i>	10	0.097
<i>Shigella dysenteriae</i>	20	
<i>Shigella flexneri</i> 2A##	100	1.0
<i>Vibrio cholera classical</i>	1428	13
<i>Vibrio cholera El Tor</i>	667	
Poliovirus 1	0.67	0.0067
Poliovirus 3	0.32	
Echovirus 12	0.59	0.0058
Rotavirus	0.03	
<i>Entamoeba coli</i>	0.04	
<i>Entamoeba histolytica</i>	0.04	
<i>Giardia lamblia</i>	0.5	0.0050

Rose ら (1991a&1991b) は 1 %, あるいは 0.01 % の人が感染するのに必要な病原性微生物用量を表 3 - 5 のように推定している。この表からは、*Salmonella* や *Vibrio cholera* などの病原性細菌よりも、Poliovirus や Echovirus などの腸管系ウイルス、*Giardia* シストや *Entamoeba* などの原虫の方が、はるかに少ない用量で感染を引き起こすことが分かる。環境での耐性ととも、感染力の強さが、腸管系ウイルスや原虫が水系感染の問題の中心となってきている理由である。また用量が 1 未満の値で、感染が 1 % あるいは 0.01 % となるのは、平均的な用量で示されているためである。

### 3. 3 暴露評価

病原性微生物の感染は、蓄積性がなく 1 回 1 回の暴露で感染の有無が決定すると考えられる。1 回の暴露で感染するリスク (single exposure risk) の評価は、1 回の暴露における病原性微生物暴露量 (dose) の評価が必要であり、直接摂取する水あるいは食物に含まれる病原性微生物濃度と、水または食物の摂取量を推定することが必要である。病原性微生物の濃度は、モニタリングされたデータがあればそれを使えばよいが、浄水後の水道水や下水処理水再利用のために高度処理された下水処理水では、病原性微生物濃度が検出限界以下となり、定量が困難な場合がある。しかし、表 3 - 3 で示したように検出限界以下の濃度でも無視できるリスクレベルとは限らない場合には、水道原水や二次処理水等、定量されたデータを出発点とし、その後の処理プロセスの除去あるいは不活性化率や環境での減衰率を考慮して、人が暴露するときの病原性微生物の濃度を推定する必要がある。

また、摂取される水や食物量は、飲料水の場合、一人1日当たり2リットル程度を仮定することが多いが、その他の暴露では、遥かに少ない水量しか摂取されないと考えられる。例えば、Haas (1983b)やAsano 他(1990, 1992)は、河川や海域での水泳で、1回当たり100mL程度の水の摂取が、また、Olivieri 他(1989)は1回のダイビングで40mLの摂取があると仮定している。

さらに、暴露1回当たりのリスクの評価だけで、相対的安全性が十分議論できるわけではない。その理由は、リスクの大きさを評価するときに、他の相対的なリスクと比較する必要があるが、暴露頻度が異なるためである。例えば、飲料水は毎日利用されるが、水泳をすることはそれよりも遥かに頻度が小さい。

そこで利用目的ごとの安全性は、ある単位時間当たりに起こる危険な事象の生起確率で議論する必要があるが、もし暴露1回当たりのリスクが $P^*$ である場合、これを年間当たりのリスク $P$ で表すには、次の式を用いれば良い。

$$P = 1 - (1 - P^*)^n \quad (3-12)$$

ここで $n$ は年間に受ける暴露回数である。同様に、生涯期間のリスクも $n$ を生涯に受ける暴露回数として計算することができる。

### 3. 4 飲料水への利用

米国では、飲料水に含まれる病原性微生物の感染リスクを低下するのに必要とされる、浄水処理レベルを決めるために、リスクアセスメントが用いられた(Rose & Gerba, 1991; Regli *et al.*, 1991; Rose & *et al.*, 1991a)。

Gerba と Haas は、リスクアセスメントを用いた病原性微生物についての飲料水質基準を初めて提案した(Gerba & Haas, 1988)。1日2L摂取する飲料水に含まれる、腸管系ウイルスについての感染リスクが算定された。表3-1に示した Haas (1983a)のモデルを用いて poliovirus 1 と A 型肝炎ウイルス(HAV)が、10L 中から 1000L 中に1単位のレベルで飲料水中に含まれる場合に、年間の感染、罹患、死亡リスクが求められた。

Regli 他(1991)は、毎日2Lの飲料水を飲むとき、年間許容感染リスクが $10^{-4}$ となる各種の病原性微生物濃度を計算した結果から、年間感染リスクを $10^{-4}$ に押さえるためには、飲料水中の *Giardia* やウイルス等の病原性微生物濃度を極めて低くする必要があり、その安全性を確認するために必要な試料の水量は $10^5 \sim 10^6$ L と非現実的なものとなるため、直接的な浄水のモニタリングより、原水中の微生物が浄水工程で除去される率を考慮して制御する方法が現実的であると述べている。また、ウイルスについては、感染性からは rotavirus、不活化や除去の困難性の観点からは HAV であると考えた仮想ウイルスを考え、年間感染リスクが $10^{-4}$ 以下となる原水中のウイルス濃度と浄水過程でのウイルスの



除去率の関係を推定した。

Rose 他(1991b)は、全米で集められた人為的汚染の進んだ水源と人為的汚染のない水源での *Giardia* シストの測定データを基に、水道での浄水処理レベルを変えたときに、水道水から生じる年間感染リスクを評価し、原水に含まれる濃度ごとに必要な浄水処理での除去あるいは不活化の条件を示している。

以上の議論を踏まえ、USEPA は、表流水を原水とする場合、年間1万人に1人以下の感染リスクとする水道水での制御目標を達成するのに必要な浄水プロセスでの病原性微生物の除去率の基準を示した (USEPA, 1989)。

### 3. 5 下水処理水への利用

下水処理水の評価に感染モデルを初めて用いたのは Hutzler ら(1980)であり、下水道に排出されたA型肝炎ウイルス(HAV)が環境中に放出された場合の疾患リスクのアセスメントを行った。HAVの定量は困難なため、ウイルス濃度の代わりに感染可能な糞便量を用量とし、疾患を伴う割合を反応とした線形な用量・反応関係が用いられた。彼らは50%の疾患が予想される用量での、用量反応関係の95%上限の信頼区間(UCI)を考え、その用量と反応の関係が、その値まで線形であると仮定したモデルを考えた。さらに彼らは人口10万人当たり80人程度のHAV排泄者がいると仮定した場合、下水に含まれるHAV感染性の糞便量を推定し、二次処理する下水処理場での除去率を想定し、放流された後、放流水域での不活化と希釈が起こると考えた。その水域で水泳が行われるとき、10mLの水を水泳者が飲むとすると、1回当たり感染リスクは $10^{-7}$ であると推定された。

Haas(1983b)は、下水処理場から河川に放流された場合、下流での水泳者が enterovirus に感染するリスクを計算した。彼は、報告されている下水中のウイルスの幾何平均濃度を基に、下水処理場の各処理プロセスでの除去率を仮定し、処理水中に残留するウイルス濃度を推定した。下水処理水が放流された地点での希釈率と河川での流下時間でのウイルスの死滅速度を仮定し、下流地点で水泳者が100mLの水を飲むものとした。発病率を感染に対して1%とすると、下流のレクリエーション利用が行われているときに1回曝露当たりの発病リスクは、下水処理水を消毒している場合で  $6.5 \times 10^{-5}$ 、消毒していない場合で  $6.3 \times 10^{-4}$ になると推定した。

Olivieri ら(1989)は、一次処理を行う下水処理場から海中放流された放流水に含まれる病原性微生物により、ダイバーが受ける感染リスクを、Cooper ら(1984)の開発したモンテカルロ法を用いて計算している。ダイバーは平均40mLの水を飲むと仮定し、また下水の海中放流と環境での希釈・拡散効果を考える。下水処理場での大腸菌群数、糞便性大腸菌群数や enterovirus に関するモニタリングデータの平均や標準偏差、及び大腸菌群数に対する *Salmonella typhi*, *Shigella spp.*などの病原性細菌の割合を、その病気の罹患率から推定し、海中放流用のディフューザーとケルプ床での端地点での病原性微生物濃度

を推定し、1回当たりのダイビングで発病するリスクを評価した。この結果から、最も感染の危険性の高いのはウイルスによる場合であり、海中放流地点とケルプ床の端地点での発病リスクはそれぞれ1000人に3人及び1000人に1人と推定した。

### 3. 6 下水処理水の再利用への利用

Rose と Gerba(1991b)は、下水処理水の再利用で、ウイルスと *Giardia* についてアリゾナ州での微生物基準値と、下水処理水中のウイルスと *Giardia* の観測データを基に、処理水を誤飲した時の腸管系ウイルスの感染リスクを計算した。アリゾナ州は、米国で唯一、ウイルスと *Giardia* などの原虫についての再利用水基準を設定している。アリゾナ州及びフロリダ州で測定された下水処理場の二次処理水濃度と、二次処理水をろ過した場合の濃度を基に、再利用水 100mL を誤って飲んだ場合のウイルスや *Giardia* からの感染リスクを計算した。この結果、二次処理水を誤飲した場合には、概ね  $2 \times 10^{-3}$  の感染リスクがあるが、ろ過した場合には  $2 \times 10^{-4}$  から  $2 \times 10^{-6}$  に下げることができ、ろ過した後、消毒効果が期待できれば、農業灌漑の非制限的な再利用も可能であると結論付けている。

Rose と Carnahan(1992)は、フロリダ州にある St. Petersburg の下水処理の再利用水中の病原性微生物のデータを基に、誤って再利用水を 100mL 飲んだ場合の感染リスクを評価した。この当時、*Cryptosporidium* の感染モデルは得られていなかったので、*Giardia* の用量反応モデルをもとに rotavirus, echovirus, *Cryptosporidium* による感染リスクを評価した。この結果、三種類の病原性微生物の中では *Cryptosporidium* が  $10^{-4} \sim 10^{-5}$  のオーダーと最も高い感染リスクであることを示した。

Asano 他(1992)は、カリフォルニア州の5つの下水処理場でのウイルスの実測データのうち、二次処理水の最大値、平均値、三次処理水の最大値をもとに、一般市民が接触する可能性が高い、ゴルフコースでのスプレイ灌漑、生食用の農作物へのスプレイ灌漑、水浴が行われるレクリエーション用水、飲料水利用を目的とした地下水の人工涵養への下水処理水再利用の感染リスクを計算した。彼は、Haas(1983a)の求めた用量・反応モデルにより enterovirus 3種についての感染リスク、測定された未消毒の二次処理水中のウイルス濃度の最大値、さらに活性汚泥法による二次処理水中のウイルス濃度の90%値をもとに、カリフォルニア州の非制限的利用である下水処理水再利用基準を満足する三次処理施設で処理した場合、4つのシナリオの中では年間感染リスクはレクリエーション利用の場合が最も大きいと報告した。

### 3. 7 貝類摂取への利用

貝類のウイルス汚染を評価するためのリスクアセスメントが行なわれた。米国で報告されている腸管系ウイルスの濃度は貝類 100 gにつき10から20 PFUの範囲であり、

もし生の貝類を60g食べると、rotavirusの用量・反応モデルを適用した場合、A型肝炎ウイルスに対して、echovirus 12の用量・反応モデルを適用した場合、感染リスクは、 $3.5 \times 10^{-2}$ から $2.2 \times 10^{-4}$ の範囲となる(NRC, 1993)。発病率(感染者が発病する率)をrota virusが56%、HAVは75%とした場合、また死亡率をrota virusが0.01%、HAVが0.6%とした場合、ウイルスでひどく汚染された貝類を食べると、HAVによる死亡リスクは、 $1.7 \times 10^{-3}$ から $7.8 \times 10^{-3}$ の範囲と推定されている(NRC, 1993)。

### 3. 8 下水処理水や再利用水などの感染リスク評価の意義

このように、リスクアセスメントは、病原性微生物に汚染された水または食物の健康への潜在的な影響を、定量的に評価するための有効な方法として期待されている。これまで、指標細菌による水の汚染と疾患の関係は、疫学的なレベルで求められた事例が使われてきた。例えば、KehrとButlerfield(1943)は、下水等で汚染した水中の大腸菌群数と*Salmonella typhi*等の病原性細菌との関係と、下水を排泄する人口千人当たりのチフス熱等の病原細菌による罹患率とに関係があり、大腸菌群数から、水に含まれる病原性細菌を求めようとした。

また、USEPAでは水浴場での指標生物と水浴によって生じる疾患の過剰発生の関係を求め、レクリエーション利用から生じる疾患のリスクを求める試みが行われた(Cabelli, et al., 1983; Dufour, 1984)。しかし、指標生物は、大腸菌群数や糞便性大腸菌数など、病原性細菌の存在は代表できても、環境での生存率や下水処理での除去率が異なる腸管ウイルスや原虫の存在を必ずしも代表してはいない。また疫学調査から求める疾患のリスクは100人に1人程度のレベルが検出できる限界であり(NRC, 1993)、より低い感染レベルでの指標生物とリスクの関係把握は困難である。

病原性微生物のリスクアセスメントが適用される対象は、飲料水、下水処理水、再利用水、レクリエーション用水、魚介類などの広範な分野へ広がりつつある。適切な指標生物を見つけれない腸管系ウイルスや原虫等の特定の病原性微生物による感染リスクの評価のために、リスクアセスメントの手法を用いることは有効である。特に、浄水や下水処理での三次処理のように、処理プロセスでの対象となる病原性微生物の除去率が、指標細菌の場合と大きく異なる際には、対象とする病原性微生物のリスク評価を行うことは、極めて有効な方法である。

しかし、微生物のリスクアセスメントは、方法論として発展の歴史が新しく、化学物質についてのリスクアセスメントほどは手順が整理されていない。化学物質による健康リスクは、米国環境保護庁(USEPA)や国際ガン研究協会(IARC)では高い死亡率を伴う発ガン性と非発ガン性とに分かれてはいるが、発ガン物質の場合には、ガンを起こすか否か非発ガン物質の場合にも人体影響が及ぶか否かという判断基準で統一されている。

病原性微生物の場合は、このような統一的判断と異なっている。病原性微生物から人が受けるリスクには、感染、罹患、死亡と全く異なる影響レベルがあるので、どのレベルのリスクの評価を行うのかを明確にしておく必要がある。病原性微生物の種類によって、疾患の深刻さや死亡率も大きく異なる。特に感染という影響レベルは、疾患、死亡というより、深刻な事態に至る第1段階であり、感染によるリスクの制御を行うことは重要である。

用量反応モデルを決定するためには、動物あるいはヒトについてのデータが必要である。化学物質のリスクでは、ベンゼン等のヒトへのごく限られた曝露データを除いてほとんどが動物を用いた実験データからのヒトへの外挿であるが、病原性微生物についてはヒトでのデータに基づかざるを得ない(Haas, 1983a)。化学物質の用量反応モデルの場合には、動物実験結果から得られたデータから体表面積や体重を考慮してヒトに適用するため、様々な不確実係数を見込んでいる。一方、病原性微生物の場合には、直接的にヒトと病原性微生物との関係が得られているデータに基づいている点では信頼性が高いと言える(Macler and Regli, 不明)が、用量反応のデータは、少数の健康なボランティアグループに基づいているので、ハイリスクグループ、例えば嬰兒や高齢者は、この用量反応データの予測値よりもリスクが高いと考えられる。このようなハイリスクグループの保護のために、病原性微生物によるリスクアセスメントでどの程度の安全性のマージンを見込むべきか明確化していない。

また、化学物質の安全性の議論では、継続的な暴露による慢性的、長期的な影響が問題とされるが、病原性微生物では、急性つまり、1回1回の暴露が独立していることを前提に議論される(Macler and Regli, 不明)。このことは、暴露で受ける用量が変動する場合には、それを十分に考慮する必要がある、慢性影響を論じている化学物質のリスク評価での暴露とは大きく異なる。病原性微生物は粒子であるため、実際の濃度はランダムであり、この点の考慮は不可欠と考えられる。しかしながら、これまでの研究は、対象病原性微生物の定量下限性とモニタリングデータ量に課題があり、微生物濃度の変動性についての知見は極めて限られている。

腸管系ウイルスや原虫による水系感染疾患が次第に問題となっており、飲料水、レクリエーション用水、下水処理水、再利用水、魚介類の安全性に注意する必要があるが、ウイルスや原虫は、細菌性の微生物より耐性が大きく、また適切な指標微生物がまだ提示されていない上、検出方法も十分とは言えない段階である。このため、常時の水質モニタリングを行うべき段階ではないが、浄水処理や下水処理での制御すべきレベルを、リスクアセスメントの手法で検討することが必要でその利用が強く期待されはじめている。

### 3. 9 下水処理水や再利用水への適用方法

これまで開発されている病原性微生物の評価手法と、環境、水道、下水道への適用事例をもとに、下水処理水の放流先水域や再利用への利用方法を体系化すると図3-3のようにまとめることができる(田中, 1992b&1996;伊藤他, 1995)。

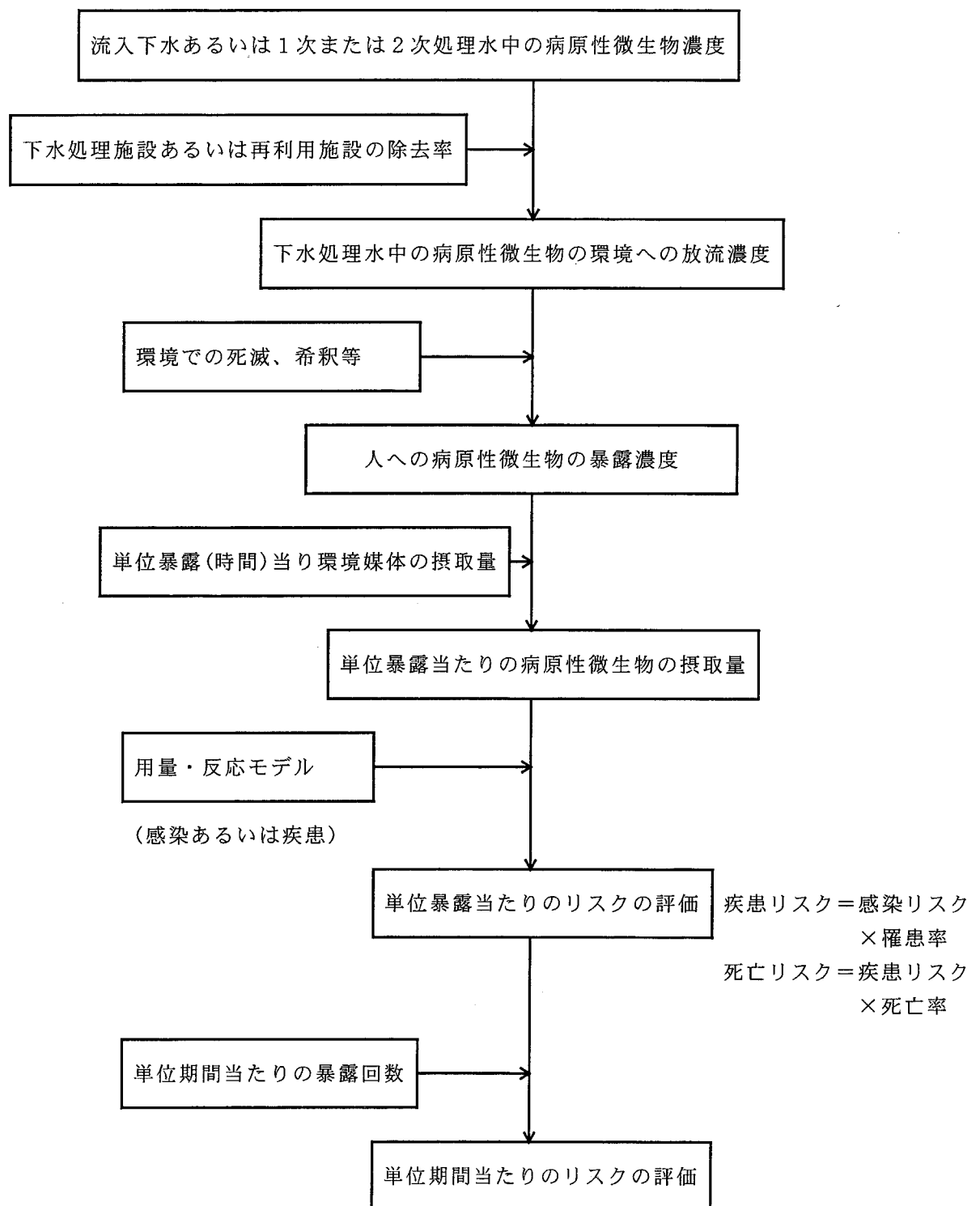


図3-3 下水処理水や再利用水における病原性微生物感染リスクを決める手順（田中, 1996）

腸管系ウイルスからの感染リスクを決定する方法は、次のように要約される。第1に、下水処理水や再利用水に含まれるウイルス濃度が分かっている場合、ウイルスを含む再利用水が人に到達するまでに運搬されるレベルを求める。1回の曝露で摂取されるウイルスの用量は、直接摂取される水のウイルス濃度と摂取される水量から計算される。第2に、この摂取されたウイルス用量は、 $\beta$ 分布モデルのような、用量-反応の関係を用いて1回の曝露からの感染リスクに変換される。1回の曝露のリスクは、曝露される事象の頻度に基づいて、年間感染リスクに変換される。

これまで行われてきた研究の多くが、図3-3に示す各要素は一定の値をもつものとして仮定されてきた。しかし、病原性微生物濃度には変動がある。また環境での死滅・希釈等も変動することが考えられる。一方、個人個人が摂取する環境媒体の量は分布をもつと考えられる。さらに用量・反応モデルのパラメータも実験データとの適合性を考えると不確実性をもつかもしい。単位期間当たりの暴露回数も分布をもつことも考えられる。このような変動性、分布、不確実性を考慮したリスク評価も考えられる。この場合は、評価されるリスクは分布をもつことになる。

### 3. 10 結 語

下水処理水や下水処理水に含まれる病原性微生物の安全性を定量的に評価する方法を検討するため、病原性微生物のリスク評価、上下水道等への利用に関する研究状況を調べた。この結果、次の知見が得られた。

- (1) 特定の病原性微生物からの感染、疾患、死亡のリスクを、定量化する数理モデルが開発されてきており、特にその中で感染によるリスクを定量的に扱う研究が多い。感染の発生は、一回一回が独立した事象であり、暴露回数を考慮して、年間などの一定期間のリスクが評価される。
- (2) 腸管系ウイルスに対する用量-反応モデルの中では、Rotavirus (Rose と Gerba, 1991 c) は、低用量で最も感染力が高い結果となる。
- (3) 病原性微生物のリスク評価を水道、下水処理水、下水処理水再利用へ適用する研究は、1988 年までは多くなかったが、近年、飲料水での病原性微生物の制御を目的に増加がみられる。
- (4) 水道水においては、米国で USEPA が 1 万人に 1 人とする許容年間感染リスクの基準を達成するために必要な浄水基準の提案を定量的なリスク評価手法に基づき、世界で初めて提唱した。しかし、下水や環境水、再利用水などの分野では、これまでのところ、処理基準を決定するために行われた研究はなく、また評価されたリスクの相対的な大きさを議論した研究もない。
- (5) 下水処理水再利用を含め、水からの病原性微生物の用量をある値を仮定して、決定論

的に求める評価する方法がほとんどであるが、感染のリスク評価は、1回1回の暴露により生じるリスクが問題であり、変動する微生物濃度の影響を十分検討することが重要である。

- (6) 腸管系ウイルスや原虫など、処理過程や環境などで、大腸菌群数などの指標細菌と大きく異なる挙動を取ると考えられる腸管系ウイルスや原虫などの病原性微生物の安全性を評価するためには、定量的なリスクメント手法は有効な方法と考えられ、評価を行う場合の手順は、図3-3のようにまとめられる。

### 3. 1 1 参考文献

Asano T. and R.H. Sakaji (1990) Virus risk analysis in wastewater reclamation and reuse In *Chemical water and wastewater treatment*, Hahn, H.H. *et al.*(Eds.), Springer-Verlag, pp. 483.

Asano, T., L.Y.C. Leong, A. Tennant, R.H. Sakaji (1992) Evaluation of the California waste water reclamation criteria using enteric virus monitoring data. *Water Science & Technology*, 26, No.7-8, pp.1513.

Cabelli, V.J., A.P. Dufour, L.J. McCabe, M.A. Levin (1983) A marine recreational water quality criterion consistent with indicator concepts and risk analysis, *J. Water. Pollution Control Fed.*, 55:1306-1314.

Cooper, R.C., A.W. Olivieri, R.E. Danielson, P.G. Badger, R.C. Spear, S. Selvin (1984) *Infectious Agent Risk Assessment Water Quality Project*, Vol.1, UCB/SEEFRL, Report No. 84-4.

Dufour (1984) *Health Effects Criteria for Fresh Recreational Waters*, EPA600/1-84-004.

Furumoto, W.A., R. Mickey (1967a) A mathematical model for infectivity-illution curve of tobacco mosaic virus: Theoretical considerations, *Virology* 32:216.

Furumoto, W.A., R. Mickey (1967b) A mathematical model for infectivity-illution curve of tobacco mosaic virus: Experimental tests, *Virology* 32:224.

Gaddum, J.H. (1933) Reports on biological standards. III. Methods of biological assay depending upon a quantal response. His Majesty's Stationery Office, London.

Gerba, C.P., C. Haas (1988) Assessment of risk associated with enteric viruses in contaminated drinking water. In *Chemical and Biological Characterization of Sludges, Sediments, Dredge Spoils, and Drilling Muds*, ASTM STP 976, Lichtenberg, J.J. *et al.* (Eds.), American Society for Testing Materials, Philadelphia, pp.489.

Haas, C. (1983a) Estimation of risk due to low doses of micro-organisms: A comparison of alternative methodologies, *J. of Epidemiology*, 18, pp.573.

Haas, C. (1983b) Effect of effluent disinfection on risks of viral disease transmission via recreational water exposure, *J. of WPCF*, 55, pp.1111.

Haas, C. and J.B. Rose (1994) Reconciliation of microbial risk models and outbreak epidemiology: The case of the Milwaukee outbreak, *Proceedings of 1994 AWWA Annual Conference*, June 19-23, 1994, New York, New York, AWWA.

- Haas(1998)Conducting the dose-response assessment, In Haas, C., J.B.Rose, C.P. Gerba (Eds.) *Quantitative Risk Assessment*, John Wiley & Sons, Inc.
- Hald, A. (1952) *Statistical theory with engineering applications*, John Wiley and Sons.
- Hutzler, N.J. *et al.* (1980) Wastewater risk assessment. *J. of Environ. Engineering Div. Proceedings of ASCE*, 106, No.EE5, pp.919.
- 伊藤禎彦、大垣眞一郎、田中宏明、佐藤和明、諏訪守 (1995) 感染リスク評価手法、水中の健康関連微生物シンポジウム講演集、(社) 水環境学会「水中の健康関連微生物」研究委員会。
- 伊藤禎彦、大垣眞一郎、諏訪守、佐藤和明、田中宏明 (1997) 感染微生物のリスク評価手法、水環境学会誌、Vol. 20 No. 3, 129～133。
- Kehr, R.T. and C.T. Butterfield(1943), Notes on the relation between Coliform and enteric pathogens, *Public Health Reports*, 58, 15, 589-607.
- Leong, L.Y.C. (1983) Removal and inactivation of viruses by treatment processes for potable water and wastewater-A review. *Wat. Sci. Tech.* **15**, Capetown, pp.91-114.
- Levin,B.R.(1996) The evolution and maintenance of virulence in microparasites, *Emerg. Infect. Dis.*, 2, 2, 93-102.
- Macler, B.A., S.Regli (年不明) Use of microbial risk assessment in setting U.S.Drinking Water Standards, In press:*International Journal of Food Microbiology*.
- NRC, National Research Council (1993) *Managing Wastewater in Coastal Urban Areas*, National Academy Press.
- NRC,National Research Council(1983) *Risk Assessment in the Federal Government Managing the process*, National Academy Press.
- Olivieri, A.D., R.C. Cooper, and R. Danielson (1989) Risk of waterborne infectious illness associated with diving in the Point Loma Kelp Beds, San Diego, CA, In *Environmental Engineering Proceedings of the 1989 Specialty Conference*, J.F. Malina (Eds.), ASCE.
- Regli S., J.B. Rose, C.N. Haas, C.P. Gerba (1991) Modeling the risk from Giardia and viruses in drinking water. *J. AWWA*, 83, No.11, pp.76.
- Rodda, N. and R. Kfir (1991) Risk assessment of human health hazards in water, *Proceedings of seminar and workshop on environmental waste management technology*, 22-24 October 1991.
- Rose, J.B., R.P. Carnahan(1992) Pathogen removal by full scale wastewater treatment. *Prepared for Florida Department of Environmental Regulation*, Tallahassee, FL.
- Rose, J.B., C.P. Gerba (1991a) Use of risk assessment for development of microbial standards. *Wat. Sci. Tech.*, 24, No.2, pp.29.
- Rose, J.B., C.P. Gerba (1991b) Assessing potential health risks from viruses and parasites in reclaimed water in Arizona and Florida, USA. *Wat. Sci. Tech.* 23, pp.2091.



Rose, J.B., C.P. Gerba (1991c) Use of risk assessment for development of microbial standards. *Wat. Sci. Tech.*, 24, No.2, pp.29.

Rose, J.B., C.N. Haas, S. Regli (1991) Risk assessment and control of waterborne Giardiasis. *American Journal of Public Health*, 81, pp.709.

Tanaka, H. (1992a) *Estimating the reliability of wastewater reclamation and reuse using enteric virus monitoring data*, Thesis, University of California, Davis.

田中宏明 (1992b) 下水処理水の課題と展望, 平成4年度環境セミナーテキスト、土木学会西部支部。

田中宏明 (1996) 病原性微生物によるリスク評価, 金子光美 (編) 水質衛生学、技報堂出版。

田中宏明 (1998) 下水・排水のリスク評価の考え方とその手法 病原性微生物のリスク評価、土屋、酒井、中室 (編)、水のリスクマネジメント実務指針、サイエンスフォーラム。

土田武志、福士謙介、田中宏明、大村達夫 (1999) 環境水における病原微生物数の確率分布を考慮したリスク評価モデル、土木学会論文集、No.615/VII-10, 61-68.

U.S. EPA (1989) National drinking water regulations Filtration disinfection; turbidity, *Giardia lamblia*, viruses, *Legionella*, and heterotrophic bacteria, final rule, 40 CFR parts 141 and 142. *Federal Register*, 54:27486, June 29, 1989

## 第4章 微生物濃度変動を考慮した下水処理水再利用の安全性を評価する方法

第3章で記述したように、病原性微生物からの感染リスクを決定する方法は、主に決定論的に用いられる場合がこれまで多かった。しかし、病原性微生物による感染は、用量-反応の関係を用いて1回1回の曝露から感染リスクに変換され、曝露される事象の頻度に基づいて、年間感染リスクに変換される。現実には、第2章で述べたように、ウイルス濃度は、下水の特徴と処理性能によって変化するために、下水処理水や再利用水のウイルス濃度もまた変化する。そのため、どのようなウイルス濃度を、リスク計算で考慮すべきかが問題である。

第3章で述べたように、これまで多くの研究は、観測されたデータの算術平均、または幾何平均を前提として、感染リスクを評価している。算術平均は、観測されたデータが正規分布に従う場合は、第50百分位数(パーセンタイル)を表すが、対数正規分布ではそれよりも小さな百分位数である。幾何平均は、観測されたデータが対数正規分布に従う場合は、第50百分位数を表す。第50百分位数は、ウイルス濃度が時間確率の50%の値を越えることを意味する。そのため、任意の1回の暴露により生じる感染リスクも、50%の確率で第50百分位数に基づく観測値から推定した感染リスクを越える。観測された最大濃度から評価された感染リスクは、非常に安全側であるように見えるが、最大値は、観測されたサンプルサイズにより変化し、サンプルが増えるとその値も増加する可能性があるため、統計上の有意性は不明確で、異なるサンプルサイズのグループとの比較は、難しくなる。

本章では、用量の変動を前提とした病原性微生物から及ぼされる感染リスクをどのように評価する方法があるかを議論する。

### 4. 1 下水処理水再利用の信頼性

腸管系ウイルス濃度が大きく変動する場合に下水処理の再利用水の相対的な安全性を定義する方法の一つは、下水処理の再利用水からの感染リスクが、許容可能な感染リスクを越えない時間を測定することである。Nike と Schroeder(1979 と 1981)及び Nike *et al.* (1982)は、下水処理場の機能評価に信頼性の概念を導入した。彼等は、failure が発生しない場合の時間確率として、処理場の信頼性を定義した。

同様の概念を利用して、本研究では、水中のウイルスに人体が曝露されて生じる1回の感染リスクが、1回当たりに許容可能な感染リスクを越える事象を、failure として定義し、下水処理水再利用の信頼性は、その failure が発生しない時間確率であると定義する。そのため、例え、下水処理の再利用水の腸管系ウイルス濃度が時間とともに変化しても、“信頼性”の概念を用いれば、下水処理水再利用の安全性を定量化できる。

許容可能なリスクとは何かをこの章の後半で検討するが、年間あたり1万人の母集団で1回の水系感染の発生は、米国の水道供給施設では許容可能と考えられている。もし、こ

の許容可能なリスクを、下水処理水再利用に適用できる場合、下水処理水再利用が水道供給施設からの水の利用と同等に安全かどうかは、下水処理水再利用の信頼性と水道供給施設の信頼性とを比較することで検討できる。

#### 4. 2 下水処理水再利用の信頼性の測定

下水処理水再利用の信頼性を求める方法は、図4-1で表される。その手順は、三つの部分からなる。

第一の部分は、許容可能な年間リスクを満足できるリスクから、直接人が摂取する汚染された水での、許容できる最大のウイルス濃度を求めることである。年間リスクは、人体の健康リスクを検討する場合に、しばしば使われるので、もし許容可能なリスクを、年間感染リスクで与える場合、1回の暴露による許容可能なリスクは、1年間に何回の暴露事象が発生するかを考慮し、許容可能な年間リスクから逆算によって計算できる。 $n$ は1年間の暴露の事象の発生頻度を示し、 $P_a$ は、許容可能な年間リスクとする。許容可能な1回の暴露によるリスク $P_{a*}$ は次の関係から求められる。

$$P_a = 1 - (1 - P_{a*})^n \quad (4-1)$$

$$P_{a*} = 1 - (1 - P_a)^{1/n} \quad (4-2)$$

人が、ウイルス濃度 $C$ を含む水の量 $V$ を摂取する場合に、1回の暴露によるウイルスの用量は次のようになる。

$$D = C \cdot V \quad (4-3)$$

用量-反応の関係が、指数分布モデルまたはベータ分布モデルで表現される場合、許容可能なウイルス濃度 $C_{a*}$ は、次の式から定めることができる。

$$C_{a*} = -\ln(1 - P_{a*}) / rV \quad \text{指数分布モデルの場合} \quad (4-4)$$

$$C_{a*} = [(1 - P_{a*})^{-1/\alpha} - 1] \beta / V \quad \text{ベータモデルの場合} \quad (4-5)$$

同様の方法論が、Surface Water Treatment Rule(表流水処理規則)に従う水道供給施設での *Giardia* のシスト濃度の決定に適用された(Gerba と Haas, 1988 ; Rose と Gerba, 1991



C ; Rose *et al.*, 1991b ; Regli *et al.*, 1991)。

第二の部分は、再利用施設で処理された再利用水に暴露される人が、その摂取する水に含まれる腸管系ウイルスによって生じる1回の暴露による感染リスクが、許容可能な1回の暴露による感染リスクよりも小さくなる時間確率を求めることである。下水処理の再利用水の腸管系ウイルスが、環境での減衰を受けた後、摂取されるので、直接的に摂取される水のウイルス濃度は、この環境での減衰を考慮する必要がある。三次処理後の再利用水でのウイルス濃度は、第5章で述べるようにほとんど検出されず、直接そのデータを用いることはできない。そのため、下水処理の再利用水のウイルス濃度を、二次処理水で観測されたデータと三次処理での除去率から評価する。もし、三次処理施設でのウイルスの対数除去率がRである場合、三次処理水のウイルス濃度C<sub>t</sub>は、式(4-6)を使って、二次処理水のウイルス濃度C<sub>s</sub>から計算される。

$$C_t = C_s \cdot 10^{-R} \quad (4-6)$$

もし、C<sub>s</sub>が、対数正規分布に従い、さらにRが一定の場合には、C<sub>t</sub>も同様に、対数正規分布に従う。環境でのウイルスの減衰を起こす因子は、希釈、分解、あるいは環境媒体への吸着のような多くの要素で成り立つが、本研究では、環境での総合的な減衰率Eは、環境での輸送の後に残る再利用水のウイルスの生残率として定義し、一定であると仮定する。再利用の用途のシナリオごとに環境での減衰は異なり、摂取する再利用水中のウイルス濃度C\*は、式(4-7)で表現される。

$$C^* = C_t E = C_s E 10^{-R} \quad (4-7)$$

もし、再利用水のウイルス濃度の統計的性格が分かる場合は、再利用水で観測されるウイルス濃度が、与えられたウイルス濃度C<sub>0</sub>を越えない時間確率pとして信頼性は定義される。例えば再利用水のウイルス濃度が、対数正規分布に従う場合、再利用水の濃度の第p位の百分位数は、次の式で計算できる。

$$\text{Prob} [C^* \leq C_0] = \text{Prob} [C_s \leq C_0 \cdot 10^R / E] = \Phi [\text{Log} ((C_0 \cdot 10^R / E) - \mu) / \sigma] \quad (4-8)$$

ここで、Φは、標準化された正規関数である。信頼性は、摂取された水のウイルス濃度C\*が、C<sub>a</sub>\* (許容可能なウイルス濃度)より低くなる確率に等しい。そのため、下水処理水再利用の信頼性pは、式(4-9)で表現される。

$$p = \text{Prob} [P^* \leq P_{a^*}] = \text{Prob} [C^* \leq C_{a^*}] \quad (4-9)$$

ここで、 $P^*$ は下水処理水再利用での1回の曝露による感染リスクである。式(4-6)及び式(4-7)を用い、信頼性 $p$ は、二次処理水でのウイルス濃度 $C_s$ の分布から定められる。

$$p = \text{Prob} [C_s \leq C_a \cdot 10^R / E] \quad (4-10)$$

信頼性 $p$ は、次のように計算される。

$$p = \Phi [(\text{Log}(C_a \cdot 10^R / E) - \mu) / \sigma] = \Phi [(\text{Log} C_a + R - \text{Log} E - \mu) / \sigma] \quad (4-11)$$

第三の部分は、許容すべきリスクレベルを保持する時間確率の基準、例えば水道供給施設の信頼性と、下水処理水再利用の信頼性との比較である。許容可能なリスクとして水道供給施設を選んだ場合を考える。もし、下水処理水再利用の信頼性が、水道供給施設の信頼性と同程度であれば、下水処理水再利用は、ウイルスによる感染リスクに関して、水道供給施設の利用と同様に安全であると見なされる。しかし、下水処理水再利用の信頼性が、水道供給施設の信頼性よりも小さい場合には、下水処理水再利用は、水道供給施設よりも安全ではないと見なされる。

下水処理水再利用の信頼性は、多くの因子によって影響される。例えば、二次処理水の特徴、つまりウイルス濃度分布のパラメータ $\mu$ 及び $\sigma$ 、三次処理の対数除去率 $R$ 、暴露水量 $V$ 、曝露の頻度 $n$ 、及び環境でのウイルス減衰率 $E$ を含む下水処理水再利用のシナリオである。下水処理水再利用での、これらの因子を考慮した場合、水道供給施設よりも安全か、否かの評価に利用される。

#### 4. 3 モンテカルロ法による下水処理水再利用の感染リスクの期待値

信頼性に基づく評価の方法は、下水処理水再利用が、許容可能な年間リスクに相当する1回曝露当たりの許容リスクを、どの程度の時間確率で遵守できるのかを記述するものである。しかし、リスクが許容可能なリスクを越える場合、その規模がどの程度であり、下水処理水再利用によって生じるリスクがどの程度大きいものなのかを議論していない。信頼性がきわめて高く、発生する確率は低い場合でも、無視できないくらい高いリスクが希に発生することがあるかもしれない。例えば、ウイルス濃度が、対数正規分布に従う場合には、ゼロから大きな値まで取ることが起こりうる。その下水処理水を再利用する場合に生じるリスクが、1回当たりの曝露で許容可能なリスクを極めて大きく越える事象が発生する可能性は小さいが、もし生じうるリスクを評価すると、許容可能なリスクと比較して、極端に高いかも知れない。そのため、リスクの重大さと発生する確率の両方を考慮した評

価を行うことも考える必要がある。

本節では、Monte Carlo 法を利用した期待値の概念を、下水処理水再利用での腸管系ウイルスによる年間感染リスクの定量化のために導入する。下水処理の再利用水のウイルス濃度は、変化するために、ウイルスを原因とする感染のリスクの大きさも、同様に、変化する。もし感染リスクの大きさの変化を考慮すると、1年間ではどの程度のリスクを受けるのか？もしリスクが変化する場合に、一年間でのウイルス感染リスクはどれ位になるのか？

そこで変動するリスクに対して期待値の概念を導入する。期待値は、暴露頻度を考慮したリスクの平均値を意味し、次のように計算される。

$$E[P^*(D)] = \int_0^{\infty} P^*(D) f(D) dD \quad (4-12)$$

ここで $P^*(D)$ は、用量 $D$ が摂取される場合に発生する、一回の曝露によるリスクであり、 $f(D)$ は、 $D$ に関する確率密度関数(PDF)である。用量-反応の関係が、 $\beta$ 分布モデルであり、用量が対数正規分布に従う場合には、 $P^*(D)$ と $f(D)$ は、次の数学的表現で表される。

$$P^*(D) = 1 - (1 + D/\beta)^{-\alpha} \quad (4-13)$$

$$f(D) = \frac{1}{D\sigma\sqrt{2\pi}} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{\log D - \mu}{\sigma}\right)^2\right] \quad (4-14)$$

$D_i$  が、 $i$  番目の曝露の事象で摂取された用量を表す場合には、年間感染リスク $P_a$  は、変化する毎日のリスクから計算できる。

$$P_a = 1 - \prod_{i=1}^n [1 - P^*(D_i)] \quad (4-15)$$

$P_a$  は、毎日の用量 $D_i$ の暴露回数 $n$ の組合せによって変化する。年間感染リスクの期待値は、式4-5の計算を複数回繰り返して得られる。

$$E(P_a) = E\left[1 - \prod_{i=1}^n [1 - P^*(D_i)]\right] = 1 - E\left[\prod_{i=1}^n [1 - P^*(D_i)]\right] \quad (4-16)$$

ここで、 $n = 1$  年間における曝露の頻度である。

Monte Carlo 法を用いて、この年間感染リスクの期待値は、次のステップによって計算される。まず、二次処理水の統計分布、例えば対数正規分布に従う乱数を発生させ、再利用水のウイルス濃度をシミュレートする。用量-反応曲線を用い、再利用水を原因とする一回一回の曝露による感染リスクを計算する。一年間における曝露の回数と同じだけ、このステップを繰り返し、年間感染リスクを計算する。これはある人が受ける年間感染リスクであるが、人によってその値は変化する。このため、一人一人の年間感染リスクを繰り返し求めることで、集団の感染リスクの分布が求められる。複数回上記のステップを繰り返し、Pa の算術平均を出す。この手順は、図4-2に示されている。対数正規分布に従う乱数の発生方法は、付録-5に記述されている。

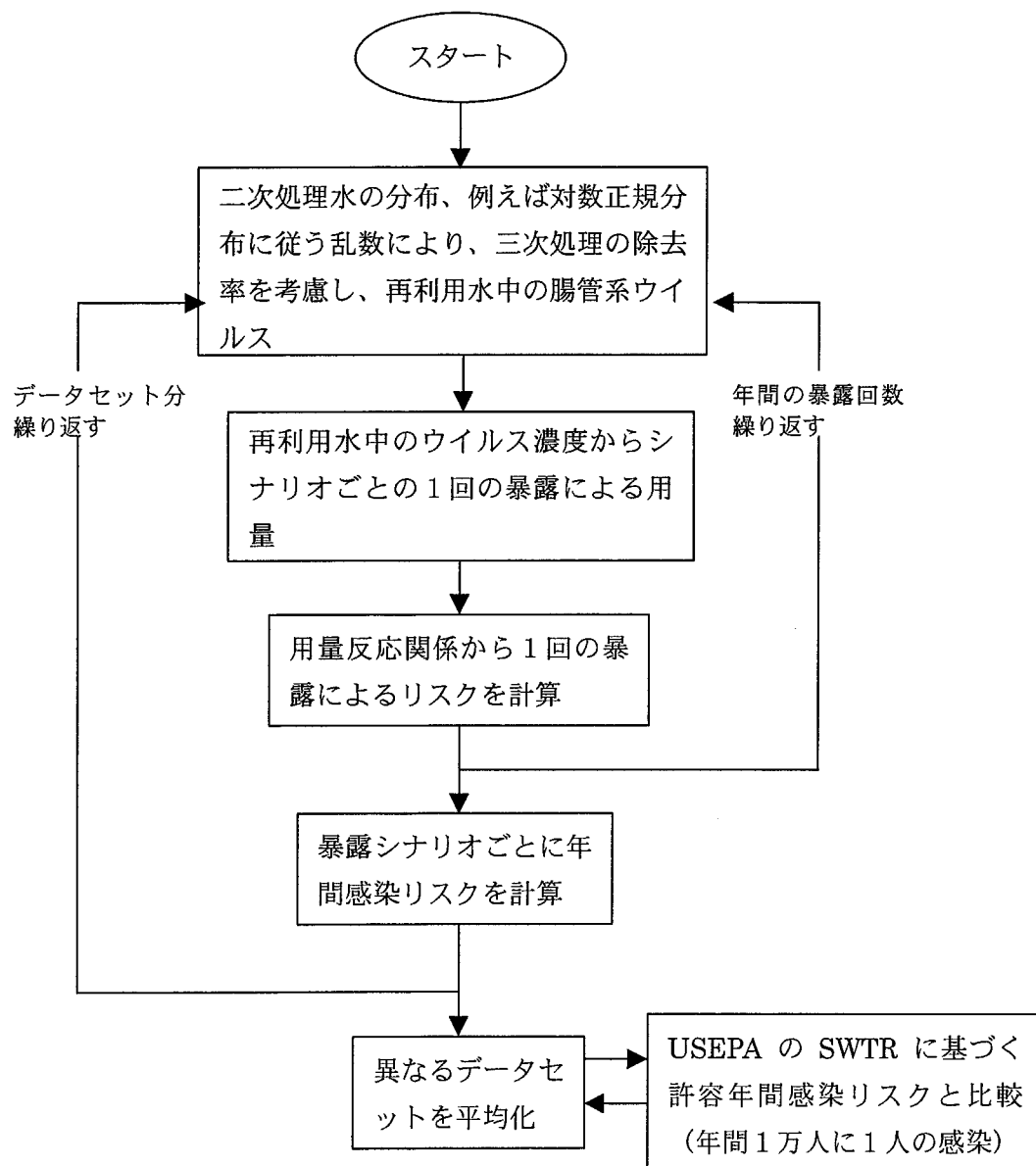


図4-2 Monte Carlo法を用いた年間感染リスクシミュレーションの手順のダイアグラム



#### 4. 4 許容すべきリスクと信頼性の考え方

##### 4. 4. 1 米国水道水での許容可能な感染リスクの考え方

1989年に、U.S.EPA(米国環境保護局)は、Safe Drinking Water Act(安全飲料水法)の1896年の修正法の下で、病原性微生物から水道供給施設を利用する公衆を保護するための水処理に対する、揮発性有機化学物質、フッ素化合物、表流水処理、及び大腸菌群のモニタリングに関する新しい水道水の水質と処理規則を規定した。特にこの中で Surface Water Treatment Rule(SWTR, 表流水処理規則)は、*Giardia* シスト、腸管系ウイルス、及び病原性バクテリアのような、病原性微生物に関する規則を定めている(Pontius, 1990)。SWTRの最終規則では、水道での病原性微生物とそれらから受ける許容可能な年間感染リスクの考え方を、世界で初めて行政的に明示し、水道施設での病原性微生物に関する浄水処理機能の要件を定めた。この決定に当たっては、第3章で述べたように、病原性微生物からの感染リスクアセスメントに基づいて、水道原水である表流水と地下水の病原性微生物の汚染レベルに応じて、水道供給施設の処理要件を規定した(U.S.EPA, 1989)。

U.S.EPA がSWTRの原案を公開するプロセスで、SWTRに責任を持つ U.S.EPA のスタッフ Regli(1988)は、飲料水の病原性微生物を原因とする許容可能なリスク水準の考え方を公開シンポジウムで次のように述べている。

“年間1万人あたり1回の感染以下の原因となる水質は許容可能であり、時間の少なくとも90%を満足する水が望ましいと定められた。年間1万人あたり5回の感染の原因となる水質は許容可能でなく、このような水は、時間の5%以上は許容できないことも、定められるべきである(Regli *et al.*, 1988)”

Regli *et al.* (1988)は、許容可能な年間リスクが $10^{-4}$ の水準で選択される幾つかの理由を述べている。彼は、Royal Academy (1983)の報告を引用し、公衆は、100分の1の年間死亡リスクは許容可能でないが、1,000分の1の年間死亡リスクは、全く許容不可能というわけではないと説明している。一方、 $10^6$ (百万)分の1の年間死亡リスクは多分許容可能であり、病原性微生物による疾患は、その患者の死のおよそ1%の原因となるにすぎず、 $10^{-4}$ の年間感染リスクは許容可能であるとした。実際、Gerba と Haas(1988)は、表4-1のように腸管系ウイルスを原因とする死亡率を要約し、その死亡率(感染した人に対する死亡率)がほぼ1%であることを示している。

二番目の理由は、米国とカナダでの病原性微生物による疾病が現実には発生しているリスクに基づいている。水泳活動からの疾病リスクは、 $8 \times 10^{-4}$  から  $1.5 \times 10^{-2}$  までに及ぶことが報告されている。水系感染によるジアルディア症が、米国で $1 \times 10^{-5}$ 、カナダで $3 \times 10^{-5}$ の年間リスクで発生することが予想され、カナダで発生した水系感染でのジアルディア症は、 $3 \times 10^{-4}$ の年間リスクである。それ故に、彼等は、許容される年間感染リスクのレベルは $10^{-4}$ であると述べている(Regli *et al.*, 1988)。

表 4 - 1 腸管系ウイルスの死亡率 (Gerba and Haas, 1988)

Enteric Viruses		Mortality <sup>1</sup> of infected population
<i>Hepatitis</i>	A	0.60%
<i>Coxsackie</i>	A2	0.50%
	A4	0.26%
	A16	0.12%
	B	0.59 to 0.94 %
<i>Echo</i>	6	0.29%
	9	0.27%
<i>Polio</i>	1	0.90%

1. Mortality is a ratio of a number of dead to a number of infected patients

#### 4. 4. 2 SWTR (表流水処理規則) で要求される浄水処理基準

SWTRの最終規則は、飲料水源として病原性微生物に汚染された表流水と地下水を利用する水道供給施設の処理要件を定めている。許容可能な年間感染リスクを逆算し、リスクアセスメントに基づいて、病原性微生物の処理レベルが定められた (U. S. EPA, 1989; Rose *et al.*, 1991b と 1991c; Regli *et al.*, 1991)。SWTRでは、リスクアセスメントの対象は *Giardia* と腸管系ウイルスであり、*Giradia* については、指数分布モデルの式 (3-5) を利用し、 $\gamma=0.0199$  (Rose *et al.*, 1991b ; Regli *et al.*, 1991)、 $V=2\text{ L}$ 、 $E=1.0$ 、 $P_a$  (許容可能な年間リスク)  $=10^{-4}$ 、及び  $n=365$  を式 (4-2)、式 (4-4)、及び式 (4-7) に代入する。浄水処理された水の *Giardia* シストの許容可能な濃度  $C_{a*}$  は、 $P_a=10^{-4}$  の場合には、 $2.5 \times 10^{-3}$  シスト/L 以下である。飲料水の *Giardia* のシスト濃度は米国の水域の 43 の地点で観測され、濃度の相乗平均が、自然の状態の水については 0.009 シスト/L、そして人間や農業の廃棄物で汚染された水については 0.33 シスト/L を示した。そのため、3-Log ~ 5-Log の水処理で除去すると、許容可能な感染リスクを満足するに十分であると述べられている。SWTRは、*Giardia* のシストに対しては、3-Log の除去の水処理が必要であることだけを定めているが、U. S. EPA は、1 ~ 10 シスト/L を含む汚染された水源に対しては水処理施設で 4-Log の除去を、10 ~ 100 シスト/L を含む汚染された水源に対しては、水処理施設で 5-Log の除去を行うよう勧告している。

SWTRでは、腸管系ウイルスについても、浄水処理施設に対しては少なくとも 4-Log の除去が要求されている。また、U. S. EPA は、水源がさらに汚染されている場合には、*Giardia* と同様に、これ以上の除去を行うことを勧告している。水道原水の腸管系ウイルス濃度の相乗平均が 1 ~ 10 vu/100 L では、5-Log、10 ~ 100 vu/100 L の場合には、6-Log が適切であると勧告されている (表 4-2)。

表 4 - 2 S W T Rでの原水中の *Giardia* シストと腸管系ウイルスの濃度レベルに対して必要な浄水過程での対数除去率 (Letterman, 1991)

Average Daily Cyst/ Virus Concentration per 100 L	<i>Giardia</i> cyst Removal-Inactivation	Virus Removal-Inactivation
1	3 - Log	4 - Log
> 1 - 10	4 - Log	5 - Log
> 10 - 100	5 - Log	6 - Log

#### 4. 4. 3 S W T R (表流水処理規則) で想定されるシステムの failure

水道供給施設に要求される信頼性は、S W T Rの最終規則では、明確には述べられていない。しかし、公聴会の段階では、飲料水での許容可能な年間感染リスクは、 $10^{-4}$  以下、少なくともS W T Rで定められたプロセスの機能は時間の 90%以上確保されるべきであると述べられている (Regli *et al.*, 1988)。S W T Rの最終規則では、浄水処理された水の濁度が、時間の 95%において、定められた最大濃度以下すると定められた (表 4-3)。本研究では、浄水処理後の水での濁度の悪化が、病原性微生物の除去率低下の直接的原因になることから、水道供給施設で想定する failure は時間確率で 5%であり、許容年間感染リスクである  $10^{-4}$  を維持できる水道供給施設の信頼性は、95%であると想定する。

表 4 - 3 U.S. EPA Guidance Manual によって推薦されている浄水システムでの濾過後の水の中に残存する濁度のクライテリア (Letterman, 1991)

System	Turbidity (NTU)		
	Basic Requirement (95 % of Values Less Than)	Primacy Agency Discretionary Limit ( 95 % of Values Less Than)	Turbidity at No time Greater Than
Conventional	0.5	1	5
Direct filtration	0.5	1	5
Slow and filtration	1	1 - 5	5
Diatomaceous earth filtration	1		5
Other	0.5	1	5

#### 4. 5 許容されるリスクレベルの議論

本研究で用いる安全性の基準として水道水と同等な年間感染確率  $10^{-4}$  は厳しすぎるという議論 (Kelly *et al.*, 1994) がある。事実、Regli *et al.* (1988) は水域での水泳によって発生している年間感染リスクは、 $8 \times 10^{-4}$  から  $1.5 \times 10^{-2}$  であると報告している。Cabelli *et al.* (1979, 1982) もまた、1 オーダー以上高いリスクでも自発的な水浴者は許容していると、報告されている。Haas (1996) は、感染後疾患に至る比率、疾患発生と実際に医療機関から報告される比率を考慮すると、水道水の現実の発生感染リスクは、年間 1 万人に 1 人よりかなり上回っていることが考えられ、水道水の許容感染リスクの基準として、1 万人に 1 人とする値は再検討されるべきであり、年間 1000 人に 1 人、あるいはそれより低いリスクの方が、より適切であると述べている。また、国ごとに置かれている文化的、歴史的背景が異なるので、相対的なリスクの大きさを、何と比べるのかを十分に考える必要がある。

本研究では、下水処理水再利用において、不特定の公衆が暴露されることを考え、下水処理水再利用の許容年間感染リスクを、USEPA が Surface Water Treatment Rule に基づいて設定した飲料水の許容年間感染リスク  $10^{-4}$  と同等とする場合を、基本的に想定する。しかし、USEPA が水浴場で調査を行った結果から、実際に起こっていると考えられるオーダーである  $10^{-2}$ 、また最近、実態的に水道の安全性で妥当であると考えられ始めた  $10^{-3}$  の 3 段階を想定することも、再利用用途によっては可能と考えられる。

#### 4. 6 結 語

本章では、濃度変動する病原性微生物をもとに、下水処理水再利用で安全性を定量評価する方法を提案した。本章の要約は次の通りである。

- (1) 変動する腸管系ウイルス濃度での安全性を評価する方法を、2 通り提案する。一つは信頼性による評価であり、もう一つは期待値による評価である。
- (2) 信頼性による評価は、許容年間感染リスクに相当する、1 回当たりの暴露による許容感染リスクが、遵守できる時間確率として定義する。腸管系ウイルスの変動特性が対数正規分布であれば、式 (4-11) で定義できる。
- (3) 期待値による下水処理水や再利用水の評価は、変動するウイルス濃度から生じる暴露ごとに異なる用量から生じる一回当たりの感染リスクから推定される年間感染リスクの分布を求め、その発生する確率と大きさを考慮した場合、平均的にはどの程度の年間感染リスクが期待されるのかをモンテカルロ法でシミュレートするものである。
- (4) 下水処理水や再利用水の安全性は、評価方法の不確実性があることから、絶対的なものとしてではなく、相対的な比較としてなされるべきである。本研究で提案する方法は、下水処理水や再利用水の信頼性、あるいは期待値による評価方法のいずれ

も、他の感染リスクを伴う行為（例えば、水道水の安全性や信頼性）との大小関係の比較を行うものである。

- (5) SWTR(表流水処理規則)によると、米国水道供給施設は、病原性微生物に対して許容年間感染リスク  $10^{-4}$  を満たすことが想定されており、浄水場ではその水準を満たすための処理機能を持つことが定められている。
- (6) 水道供給施設の信頼性は、明確には述べられていないが、SWTRでは、濁度のシステム failure が、時間の5%以下であるべきであると定められているため、米国の水道供給施設は、許容年間感染リスク  $10^{-4}$  を満足すべき時間、つまり信頼性は95%と考えられる。
- (7) 水道水で現実には発生している感染リスクは、年間1万人に1人よりもかなり上回っていることが考えられ、 $10^{-4}$  を水道での許容年間感染リスク基準として採用することには議論がある。また、自発的な行動で生じているレクリエーション利用については、現実に水浴で発生している疾患のリスクが、 $10^{-2}$  オーダーである。これらのことから、下水処理水の放流先や下水処理水再利用での許容年間感染リスクとして  $10^{-4}$  を持ち出すのは、過剰とする意見もある。
- (8) 本研究で、下水処理水や再利用水で必要と想定するリスクレベルは、不特定の公衆の接触を考え、米国水道水の安全性と同等な許容年間感染リスクとして、 $10^{-4}$  とする。また、米国水道水と同様にその水準を95%の信頼性で確保することを基本的に想定し、以下の議論に用いることとする。

#### 4. 7 参考文献

Cabelli, V.J., A.P. Dufour, L.J. McCabe, M.A. Levin (1983) A marine recreational water quality criterion consistent with indicator concepts and risk analysis, *J. Water. Pollution Control Fed.*, 55:1306-1314.

Dufour, L.J. McCabe, M.A. Levin (1983) A marine recreational water quality criterion consistent with indicator concepts and risk analysis, *J. Water. Pollution Control Fed.*, 55:1306-1314.

Gerba, C. and C. Haas (1988) Assessment of risk associated with enteric viruses in contaminated drinking water. In *Chemical and Biological Characterization of Sludges, Sediments, Dredge Spoils, and Drilling Muds*, ASTM STP 976, Lichtenberg, J. J., J. A. Winter, C. I. Weber, and J. Fradkin (Eds.), American Society for Testing Materials, Philadelphia, pp.489-494.

Kelley, J.M., B. Sheikh, R. Young (1994) Emergence of Microbial Risk Assessment as a Criterion in Regulating Water Reuse in California, *Presented at the American Water Works/Water Environment Federation Water Reuse Symposium, Feb.27-March 2, 1994, Dallas, TX, USA.*

Haas(1996) Acceptable microbial risk, *J. of AWWA*, 88, 12, 8.

Letterman, R. D. (1991) *Filtration strategies to meet the Surface Water Treatment Rule*. American Water Works Association, Denver, CO.

Niku, S., E. D. Schroeder, and F. J. Samaniego (1979) Performance of activate sludge processes and reliability-based design. *Journal of WPCF*, **51**, No.12, pp. 2841-2857.

Niku,S. and E. D. Schroeder (1981) Factors affecting effluent variability from activated sludge processes. *Journal of WPCF*, **53**, No.5, pp 546-559.

Niku,S. and E. D. Schroeder, R. S. Haugh (1982) Reliability and stability of trickling filter processes, *Journal of WPCF*, **54**, No. 2, pp. 189-.

Office of Drinking Water (1991) *Surface water treatment staff guidance manual*. Department of Health Services, The State of California.

Pontius, F. W. (1990) Complying with the new drinking water quality regulations. *Journal of AWWA* **83** No.2, pp.32-51.

Regli, S., P. Berger, A. Anirtarajah, and J. Hoff (1986) Treatment for control of water borne pathogens: How safe is safe enough? In *Proc. of the 3rd Conference in Chemical Disinfection*, G.E. Janauer (Eds.), U.S.EPA, PB88-140785, Cincinnati, OH.

Regli, S., A. Amirtharajah, B. Borup, C. Hibler, J. Hoff, and R. Tobin (1988) Panel discussion on the implications of regulatory changes for water treatment in the United States. In *Advances in Giardia Research*. P. M. Walls *et al.* (Eds.), University of Calgary Press, Calgary, pp.275-286.

Regli S., J.B. Rose, C.N. Haas, C.P. Gerba (1991) Modeling the risk from Giardia and viruses in drinking water. *J. AWWA*, **83**, No.11, pp.76.

Rose, J. B. , H. Darhin, and C. P. Gerba (1989) Correlations of the protozoa, *Cryptosporidium* and *Giardia* with water quality variables in a watershed. *Wat. Sci. Tech.* **20**, No.11/12, pp.271-276, IAWPRC.

Rose, J. B., C. N. Haas, and S. Regli (1991b) Risk assessment and control of waterborne Giardiasis. *American Journal of Public Health*, **81**, No.6, pp.709-713.

Rose, J. B. and C. P. Gerba (1991c) Use of risk assessment for development of microbial standards. *Wat. Sci. Tech.*, **24**, No.2, pp.29-34.

田中宏明(1992)下水処理水の課題と展望,平成4年度環境セミナーテキスト,土木学会西部支部。

田中宏明,T.Asano(1997)信頼性理論に基づく下水処理水再利用での水系感染に対する安全性評価方法,第52回土木学会年次学術講演会概要集,第7部門, 40-41。

Tanaka,H., T. Asano, E. Schroeder, G.Tchobanoglous (1998) Estimating the safety of wastewater reclamation and reuse using enteric virus monitoring data, *Water Environmental Research*,**70**, 39-51.

The Royal Academy (1983) *Risk assessment, A study group report*. The Royal Society, London, England.

U. S. EPA (1989) National drinking water regulations: Filtration disinfection; turbidity *Giardia lamblia*, viruses, *Legionella*, and heterotrophic bacteria, Final rule, 40 CFR parts 141 and 142. *Federal Register*, 54:27486-27541, June 29, 1989.

U.S. EPA Office of Water supply (1991) *Guidance manual for compliance with the filtration and disinfection requirements for public water systems using surface water sources*. American Water Works Association, Denver, CO.

## 第5章 カリフォルニア州の下水処理水再利用を対象とした安全性評価

本章は、下水処理水再利用の安全性と信頼性をカリフォルニア州での事例をもとに研究し、第4章で提案した方法の有効性を検討する。

### 5. 1 事例研究と曝露のシナリオの概観

下水処理水や再利用水でのウイルス濃度は、三次処理では多くの場合、ウイルスがほとんど検出されないため、二次処理水のウイルス濃度の分布と三次処理の除去性能に基づき、推定する。事例研究に利用される二次処理水の腸管系ウイルス濃度は、カリフォルニア州で長期的観測された4つの下水処理場の二次処理水で報告されたデータを用いる。また事例研究で検討する三次処理施設として、カリフォルニア州の下水処理水再利用基準に基づいて広く使用されている full treatment あるいは contact filtration で三次処理された再利用水を取り上げる。

本研究で設定する4つの曝露のシナリオは、カリフォルニア州で下水処理水の再利用の用途に広く使用されている、ゴルフコースの灌漑、農作物の灌漑、レクリエーション用水（水泳の利用）、地下水の人工涵養である。一回の曝露による水の摂取量、曝露の頻度、環境でのウイルスの減衰が、曝露のシナリオごとに定められる。表5-1にまとめられる4つのシナリオは、Asano *et al.* (1992)による研究に基づいている。これらのシナリオのより詳細な記述は、付録A-4に含まれている。

事例研究のシナリオを設定した後で、次の問題を検討する。

- (1) もし三次処理施設が、カリフォルニア州下水処理水再利用基準である Wastewater Reclamation Criteria Title22 を満たす場合、例えば、full treatment や contact filtration が用いられる場合、想定した曝露のシナリオに対する下水処理水再利用はどれくらい安全か？
- (2) また、三次処理を行わずに直接二次処理を行う場合ではどれくらい安全か？
- (3) さらに、全く消毒も行わず再利用を行う場合ではどれくらい安全か？
- (4) 米国の水道の SWTR (表流水処理規則) に従う水道供給施設の信頼性が  $10^{-4}$  の95%の時間確率で担保されていると想定すると、(1)～(3)の下水処理水再利用の用途は、それに比べて安全であろうか？

### 5. 2 下水処理場の二次処理水のウイルス濃度の変化

#### 5. 2. 1 下水処理後のウイルス濃度のデータ分析

第2章で検討したように、下水処理での腸管系ウイルス除去率や実際の下水処理水中の腸管系ウイルス濃度は、これまでほとんど研究されてこなかった。その理由は次にあると



表 5 - 1 下水処理水再利用のリスクアセスメントの事例研究のシナリオ <sup>1</sup>

Application Purposes	Risk Group Receptor	Exposure Frequency	Amount of Water Ingested in a Single Exposure	Reduction in the Environment
<b>Scenario I</b> Golf Course Irrigation	Golfer	Twice per Week	1 mL	Irrigation one day before playing golf
<b>Scenario II</b> Crop Irrigation	Consumer	Every Day	10 mL	Stop irrigation two weeks before harvest and shipment Viral kill due to sunlight
<b>Scenario III</b> Recreational Impoundment	Swimmer	40 days per year Summer season only	100 mL	No reduction
<b>Scenario IV</b> Groundwater Recharge	Ground water user	Every day	2000 mL but 50% is diluted thus actually 1000 mL	Surface recharge 30 ft above ground water aquifer Pump after 6 months after retention in the aquifer

1. Adapted from Asano *et al.* (1992)

考えられる。

- (1) 同じ下水処理場でのウイルス濃度は、時間とともに、広範囲に変化する。生下水のウイルス濃度は、ウイルスを排せつする多くの患者たちにより、季節、地域、その他予想できない原因等の複雑な要素により変化する。
- (2) 下水で検出されるウイルスは、多様な種類があるが、定量的な検出が困難で、回収率や検出下限値が研究者によって大きく異なると思われる。
- (3) 下水処理場の機能は、内的や外的状況の変化により変動するが、各種の状況を検討するための長期モニタリングや複雑な実験を実施することは難しい。また、処理水に含まれるウイルス濃度を検出する技術が十分ではなかった。

下水処理の再利用水に含まれる腸管系ウイルスに起因する感染リスクを検討する場合に、もし同一処理場で長期に観測されたサンプルがある場合には、非常に有益である。カリフォルニア州では、下水処理水再利用の安全性を確認するため、過去 20 年以上にわたり、下水処理水、特に再利用水に、腸管系ウイルスがどの程度残っているのかをモニタリングした調査が、集中的に行われてきた。

### 5. 2. 2 本研究で使用する下水処理の再利用水のウイルス濃度のデータベース

変動性分析は、同一の下水処理場で多数観測された腸管系ウイルス濃度のデータを必要とする。本研究で入手できたのはカリフォルニア州の、O C S D (Orange 郡衛生組合)、SDLAC (Los Angeles 郡衛生組合)、及び MRWPCA (Monterey 地域水質汚濁防止局) (表 5-2) で行われたモニタリング調査のみであった。これらの研究の主な目的は、カリフォルニア州下水処理水再利用基準 Title22 の処理要件に適合した三次処理施設で、処理された再利用水に残存する腸管系ウイルスのモニタリングを行うことである。三次処理水のほとんどの濃度は陰性であり、統計的解析が不可能であった。これらの研究では、三次処理水とともに、二次処理水の腸管系ウイルスもモニタリングされていた。そのため、本研究では、二次処理水でモニタリングされたデータをもとに解析する。

O C S D の二次処理は、1978 年までは散水ろ床法であったが、1978 年中頃に、活性汚泥法に置き換えられた。Orange County Water District で稼動する Water Factory 21 は、O C S D 処理場からの二次処理水をさらに高度処理し、地下水層へ直接注入し、地下水の人工涵養を行っている。Water Factory 21 での下水処理水の再利用施設は、急速攪拌、凝集沈殿、再炭酸化、混合媒体を用いた濾過、再生活性炭を使った粒状活性炭吸着 (GAC)、塩素処理の系統とろ過後、逆浸透膜を行う系統を混合していて、極めて高い除去性能を持つが、本研究では取りあげない。S D L A C (Los Angeles 郡衛生組合) の Pomona 処理場は、活性汚泥法を用いた下水処理場である。Pomona Virus の研究においては、2 章で述べたように三次処理施設の除去性能の評価のほか、二次処理水に対する腸管系ウイルスのモニタリングデータも報告されている。M R W P C A (Monterey 地域水質汚濁防止局) の Castroville 下水処理場は、二次処理に完全混合型活性汚泥法を用いており、下水処理水の再利用施設として、full treatment と contact filtration を採用している。

それぞれの施設の詳細は、付録-1 に述べている。

### 5. 2. 3 対数正規分布の適用

本研究の水中のウイルス濃度の解析で使用する統計モデルは、対数正規分布である。その理由は、水環境のほとんどの水質要素は、正規分布や対数正規分布に従うことが示されているためである (Dean & Forsythe, 1976; Dean, 1981)。また、Water Factory 21 の研究では、処理水の化学物質と同様に、下水処理水のウイルス濃度は、正規分布よりも、むしろ対数正規分布に従うことが報告されている (McCarty *et al.*, 1982)。Dean (1981) が指摘したように、もし対数正規分布を、対数正規分布と同じ平均と標準偏差を持つ正規分布と比較すると、確率変数が平均より大きい値をとる場合は、その値を越える対数正規分布の占める部分は、正規分布より大きい傾向がある。このことから、対数正規分布モデルは、正規分布モデルよりも、確率変数が非常に大きくなる事象の確率を過小評価することはないと考えられる。そこで、リスク評価の結果がより安全側であるために、対数正規分布は、正規分布よりも好ましいと考えられる。

表 5 - 2 本研究で利用した未消毒二次処理水の腸管系ウイルスのデータベース

Agency	Facility	Study period	Type of Secondary Treatment	Number of Samples	Number of Positive Samples
Orange County Water District	County Sanitation Districts of Orange County, Plant No.1	1975 - 1978	Trickling Filter (TF)	145	109
Orange County Water District	County Sanitation Districts of Orange County, Plant No.1	1978 - 81	Activated Sludge (AS)	105	53
Sanitation Districts of Los Angeles County	Pomona	1975	Activated Sludge (AS)	60	27
Monterey Regional Water Pollution Control Agency (MRWPCA)	Castroville	1980-1985	Activated Sludge (AS)	67	53
Total				377	242

対数正規分布のモデルパラメーターを推定するため、対数正規分布の関数の確率変数が、線形化されるよう変換し、観測されたデータに最適な回帰直線を決定する。確率変数が対数正規分布に従う時、確率変数の対数は正規分布に従う。

正規分布では、平均値  $\mu$  は、中央値と一致し、 $\mu + \sigma$  (ここで  $\sigma$  は、標準偏差である) と  $\mu - \sigma$  との間を変動するサンプルが抽出される場合と、 $\mu + 2\sigma$  と  $\mu - 2\sigma$  との間を変動するサンプルが抽出される確率は、それぞれ 68.3% と 95.5% である。

Dean(1981)は、表 5-3 に正規分布と対数正規分布の特徴を要約している。正規分布の累積密度関数(CDF)は、確率紙上で直線となり、その勾配は  $\sigma$  と一致する。一方で、対数正規確率紙上で表す場合には、確率変数の対数をとった新たな確率変数は正規分布となるので、対数正規分布の累積密度関数(CDF)も直線となる。その勾配と切片を、 $\sigma$  と  $\mu$  とする。対数正規分布に従う確率変数の対数の算術平均は  $\mu$  となる。またその逆対数は、対数正規分布に従う確率変数の相乗平均  $mg$  となる。Spread Factor,  $S$  は、対数正規分布に従

う確率変数の対数の標準偏差 $\sigma$ の逆対数として定義される。対数正規分布の累積密度関数（CDF）は、横座標が確率で、縦座標が対数軸での濃度を表す対数正規分布の確率紙上で直線となることから、確率変数の対数を横軸とし、縦軸を逆正規関数とした座標上での直線の勾配 $\sigma$ から Spread factor,  $S$ が、切片 $\mu$ から相乗平均の対数 $mg$ が求められる。これらの二つのパラメータ、即ち、 $\mu$ と $\sigma$ 、あるいは $mg$ と $S$ は、対数正規分布を定める。なお、 $mgS$ と $mg/S$ との間で変動する確率は 68.3%であり、 $mgS^2$ と $mg/S^2$ との間で変動する濃度の確率は 95.5%である。

表 5 - 3 対数正規分布の特徴<sup>1</sup>

Normal Distribution	Lognormal Distribution
density distribution function $f(x) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(x-\mu)^2}{2\sigma^2}}$	density distribution function $f(x) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(\text{Log}x - \mu)^2}{2\sigma^2}}$
cumulative distribution function $F(x) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} \int_{-\infty}^x e^{-\frac{(t-\mu)^2}{2\sigma^2}} dt$	cumulative distribution function $F(x) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} \int_0^x e^{-\frac{(\text{Log}t - \mu)^2}{2\sigma^2}} dt$
arithmetic mean $\bar{x} = \mu = (x_1 + x_2 + \dots + x_n)/n$	geometric mean $\text{Log } \bar{x}_g = (\text{Log } x_1 + \text{Log } x_2 + \dots + \text{Log } x_n)/n$
	$\bar{x}_g = \text{antilog}[(\text{Log } x_1 + \text{Log } x_2 + \dots + \text{Log } x_n)/n]$ $= (x_1 x_2 \dots x_n)^{1/n}$
standard deviation $\sigma = \left( \frac{(x_1 - \bar{x})^2 + (x_2 - \bar{x})^2 + \dots + (x_n - \bar{x})^2}{n - 1} \right)^{1/2}$	logarithmic standard deviation $\sigma = \left( \frac{(\text{Log } x_1 - \text{Log } \bar{x})^2 + (\text{Log } x_2 - \text{Log } \bar{x})^2 + \dots + (\text{Log } x_n - \text{Log } \bar{x})^2}{n - 1} \right)^{1/2}$
	spread factor $S = 10^\sigma$
	coefficient of variation $CV = s / \bar{x}$

1. After Dean (1981)

#### 5. 2. 4 回帰分析の結果

報告された三次処理水の腸管系ウイルス濃度は、5つのサンプル以外は、全て陰性であったために、二次処理水のみを統計的に解析する。回帰分析の具体的な方法は、付録-2に述べられている。二次処理水で観測された全てのデータは、図5-1に示されている。図の縦座標は、対数軸での腸管系ウイルス濃度を表す。左側の縦座標上の数字は、濃度C(vu/L)で示され、一方、右側の縦座標上の数字は、 $\text{Log}_{10} C$ で示される。例えば、 $C = 1 \text{ vu/L}$ は、左側の縦座標上では1で示され、右側の縦座標上では0である。横座標は、腸管系ウイルス濃度の累積密度関数(CDF)を表し、縦軸上の数値を越えない確率(非超過確率)である。下方の横座標上の数字は確率で示され、上方の横座標上の数字は、正規度で示され、標準化された正規関数の逆関数の値である。例えば、下方の横座標の50%の値は、上方の横座標の0と一致する。

陰性を示す腸管系ウイルスデータも含めて非超過確率の算定に利用したが、これらのデータは、検出限界を下廻るために、グラフ上には経験的累積密度関数(CDF)のプロットとしては示されていない。

図5-1は、同じ処理場での二次処理水の腸管系ウイルス濃度が、図上の点がほとんど直線上に並ぶために、対数正規分布に従うことは明らかである。腸管系ウイルス濃度は、例え同じ処理場でも、広範囲に変化する。さらに、異なる処理場間での腸管系ウイルス濃度は、顕著な違いを示す。従って、腸管系ウイルス濃度の変動性の検討が、下水処理水再利用で腸管系ウイルスからの感染リスクを評価する場合には、非常に重要であることが示された。

各々の下水処理場での二次処理水中に含まれる腸管系ウイルス濃度の解析結果は、表5-4となる。ここで、パラメータ $\mu$ と $\sigma$ は、腸管系ウイルス濃度の対数の平均及び標準偏差を示すことを思い起こす必要がある。従って、相乗平均mgと Spread factor Sは、 $\mu$ と $\sigma$ から変換される。

回帰分析から定められるパラメータは、それらが対数正規分布に従う場合は、二次処理水のウイルス濃度の百分位数を与える(表5-4)。MRWPCA(Monterey 地域水質汚濁防止局)の下水処理場の二次処理水中の腸管系ウイルス濃度は、第50、第90、及び第95百分位数が、4つの処理場の中では最高であり、OCSD(Orange 郡衛生組合)の散水ろ床法の百分位数より高いことを示す。活性汚泥法は、一般に、散水濾床よりも効率が良いといわれる(Bitton,1980 ; Gerba,1981)が、この結果が、生下水にもともと高い腸管系ウイルス濃度が含まれていたことから生じたのか、あるいはMRWPCAでの生物学的処理に問題があったのかは分からない。OCSDでの散水ろ床法の結果は、第50、第90、および第95の百分位数は、4つのデータの中で二番目に高い。Pomonaの活性汚泥法は、第50及び第90百分位数に対して最低を示すが、第95百分位数に対しては三番目となっている。O

CSDの活性汚泥法では、第 50 及び第 90 百分位数に対して三番目であるが、第 95 百分位数に対しては最低の値を示す。

表 5 - 4 回帰分析によって二次処理水に含まれる腸管系ウイルス濃度に対する対数正規分布モデルのパラメータ推定結果

		OCSD TF	OCSD AS	Pomona AS	MRWPCA AS
Arithmetic Mean of Log C	$\mu$	0.15	-1.47	-3.81	0.37
Standard Deviation of Log C	$\sigma$	0.63	0.91	2.06	0.86
Geometric Mean of C	mg	1.40	0.034	0.0002	2.32
Spread Factor of C	S	4.24	8.07	115.35	7.18
Correlation Factors	$R^2$	0.963	0.962	0.934	0.940
number of samples used for regression analysis		99	52	14	53
number of samples used for calculation for empirical CDF		135	105	60	67
Estimated Percentiles	50%	1.4	0.034	0.0002	2.3
	90%	8.9	0.50	0.34	29
	95%	15	1.1	3.0	59

1. The geometric means and percentiles are expressed in terms of vu/L

#### 5. 2. 5 Kolmogorov-Smirnovの適合検定

観測されたデータが、対数正規分布に従うという仮定は、以降の検討を開始する前に確かめられるべきである。Kolmogorov と Smirnov(K-S)は、仮定した累積密度関数(CDF)と観測された累積密度関数(経験的 CDF)の適合性を評価する方法を開発した。K-S 検定は、付録-3 に詳細に述べるが、K-S 検定の進め方は、回帰分析で与えられたウイルス濃度(Log C)に対する非超過確率の計算、及び信頼限界 $\alpha$ を与える上限と下限についての非超過確率の計算を行うことである。もし、全ての観測されたデータが、K-S 検定での上限と下限の内側にある場合は、経験的 CDF が、回帰分析で定められた対数正規分布に従うという仮説 $H_0$ は、拒否されるべきではない。

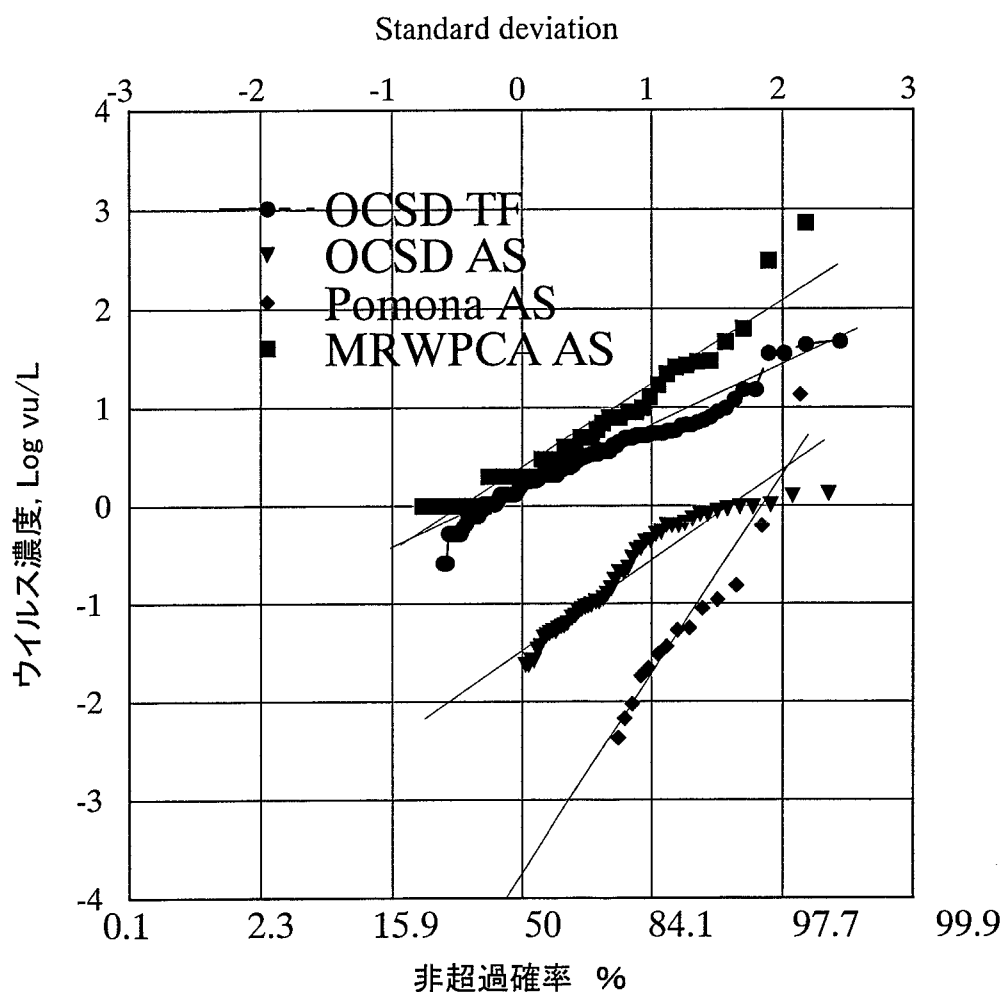


図5-1 二次処理水に含まれる腸管系ウイルス濃度の非超過確率

前述したように、多数の観測されたデータは、腸管系ウイルス濃度が、検出限界を下廻ることを示している。本研究での回帰分析は、検出されたデータだけに基いて回帰直線のパラメータを定めているため、K-S検定は検出されたデータ数を対象に実施した。

図5-2から図5-5までは、 $\alpha=10\%$ の場合でのK-S検定の結果を示したが、観測されたデータが、80%の信頼性で、対数正規分布に従うことを示している。全てのプロットは、 $\alpha=10\%$ での上方と下方の曲線の上に位置するので、 $\alpha=1\%$ 及び5%は、もちろん、上限下限の値に入り、この水準でウイルス濃度は対数正規分布に従うと見なされる。

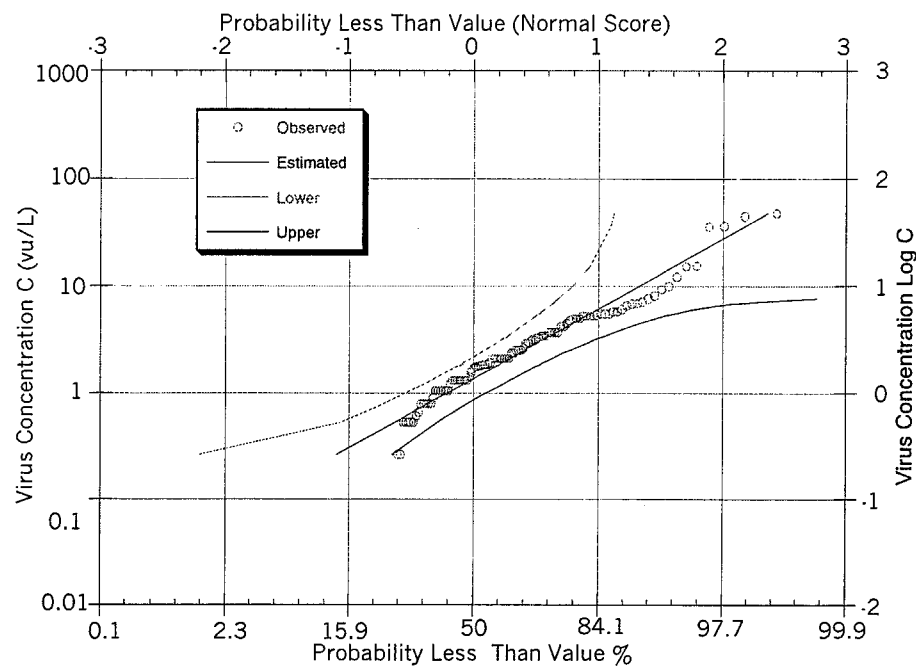


図 5 - 2 OCSD 散水ろ床法での二次処理水中のウイルス濃度の対数正規分布への適合性を検定するための K-S 検定の結果（信頼レベルを  $\alpha = 10\%$  とした場合）

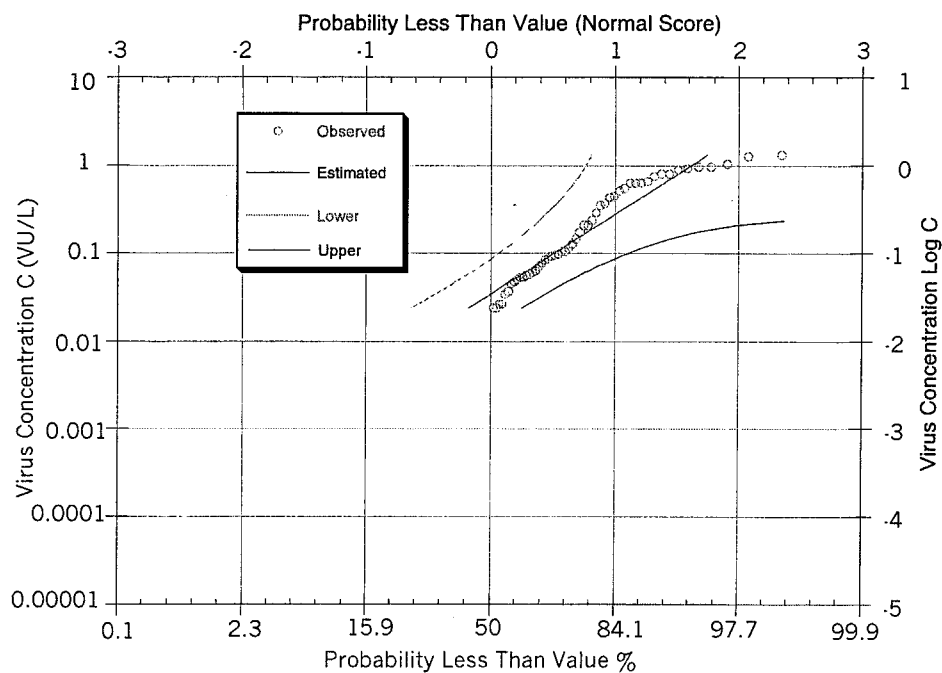


図 5 - 3 OCSD 活性汚泥法での二次処理水中のウイルス濃度の対数正規分布への適合性を検定するための K-S 検定の結果（信頼レベルを  $\alpha = 10\%$  とした場合）



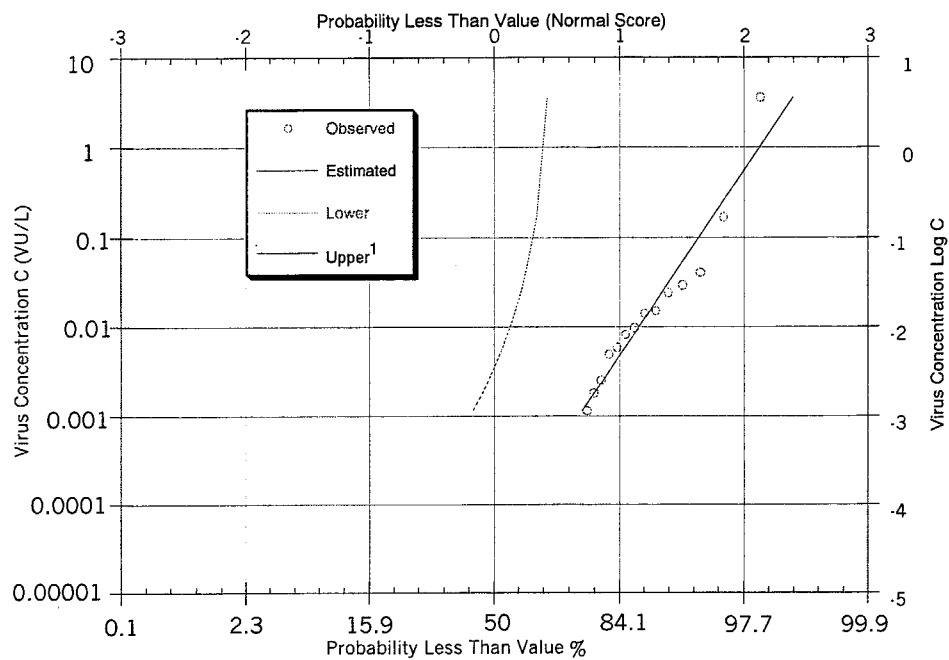


図 5 - 4 Pomona 活性汚泥法での二次処理水中のウイルス濃度の対数正規分布への適合性を検定するための K-S 検定の結果 (信頼レベルを  $\alpha = 10\%$  とした場合)  
 1. K-S 検定の上限が 100% 以上となるため、この場合は上限値の制約はない。

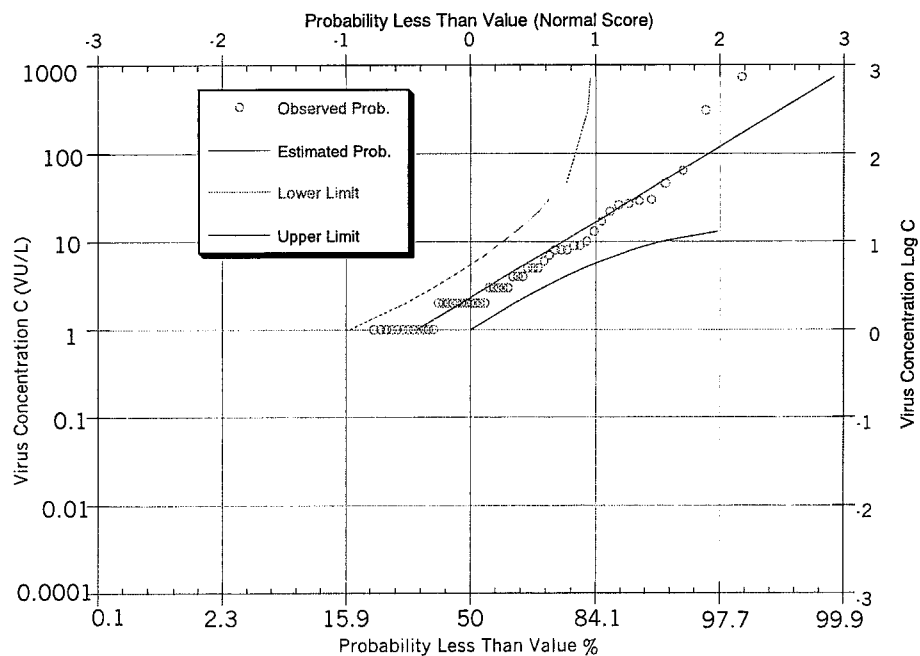


図 5 - 5 MRWPCA 活性汚泥法での二次処理水中のウイルス濃度の対数正規分布への適合性を検定するための K-S 検定の結果 (信頼レベルを  $\alpha = 10\%$  とした場合)

### 5. 3 カリフォルニア州再利用基準 Title 22 に従う三次処理の信頼性

カリフォルニア州では、不特定多数の人が接触する可能性のある再利用目的には、三次処理として、第2章で述べた full treatment あるいは contact filtration のプロセス(図 2-1、図 2-2)が、カリフォルニア州下水処理水再利用基準、Wastewater Reclamation Criteria Title 22 で指定され、実際に三次処理プロセスとして採用されてきた。そのため、第4章で提案した方法に基づき、full treatment あるいは contact filtration を使う場合下水処理水再利用の信頼性を本節で検討する。

第2章で述べたように、Pomona Virus の研究(Parkhurst, 1977)では、full treatment あるいは contact filtration での腸管系ウイルスの対数除去率の幾何平均は、残留塩素が 10 mg/L に制御された場合、 $5.2 - \text{Log}$  であり、残留塩素が 5.2 mg/L の場合には  $4.7 - \text{Log}$  であった(図 2-3)。二次処理水が、三次処理されず、直接塩素処理される場合には、消毒プロセスでの腸管系ウイルスの対数除去率は、残留塩素 10 mg/L で  $3.9 - \text{Log}$  であることが報告されている(Parkhurst, 1977)。塩素の接触時間は、どの場合も 2 時間であった。

もし、これらの三次処理、あるいは二次処理水の直接消毒での腸管系ウイルスの除去率が、どの二次処理水にも適用できると仮定すると、再利用水での腸管系ウイルス濃度の分布は、3.9 で示した方法で予測できる。システム I は、full treatment または contact filtration の後、10 mg/L の高い塩素添加率で消毒が行われる。システム III は、contact filtration の後、5 mg/L の低い塩素添加率で消毒が行われる。また、システム II は、10 mg/L の高い塩素添加率での二次処理水の直接塩素処理である。

ここで、下水処理水再利用での許容年間感染リスクを  $10^{-4}$  とし、腸管系ウイルスが全て、最も感染性が高い rotavirus であると仮定する。4.2 で示した方法により求めたシステム I から III についての信頼性の計算結果を、表 5-5 にまとめている。ゴルフコースの灌漑(シナリオ I)、農産物の灌漑(シナリオ II)、そして地下水の人工涵養(シナリオ IV)に対する、下水処理水再利用は、95%以上の時間確率で、水道で規定した年間許容感染リスクである  $10^{-4}$  を満たす。この許容可能な年間感染リスクは、95%以上の時間確率で、全ての二次処理水が、full treatment あるいは contact filtration で処理された後、高添加率で塩素消毒するシステム I と同様に、contact filtration の後、低添加率で塩素消毒するシステム III によって三次処理される場合にも満足される。従ってどの二次処理を、システム I、あるいはシステム III で処理した場合でも、これらの用途に利用される下水処理水再利用は、水道水並みに安全と評価できる。また、OCSD (Orange 郡衛生組合)と S D L A の Pomona 処理場の活性汚泥法の二次処理水が、contact filtration 後に高添加率で塩素消毒するシステム I、あるいは contact filtration 後に低添加率の塩素消毒を行うシステム III で再利用される場合には、レクリエーション利用であるシナリオ III での下水処理水再利用は、95%以上の時間確率で  $10^{-4}$  の年間感染リスクを満足するため、米国の水道水並みに安全であると評価できる。しかし、OCSD TF や MRWPCA AS の二次処理

水を用いる場合、レクリエーション用水(シナリオⅢ)を目的とした下水処理水再利用の信頼性は 95%未満であり、S W T R (表流水処理規則)に従う水道供給施設の利用と同程度には高くない。

そのため、カリフォルニア州下水処理水再利用基準を満たす full treatment あるいは contact filtration と塩素消毒で三次処理しても、水泳が行われるレクリエーション用水へ再利用される場合、下水処理水再利用の信頼性は、水道供給施設より低くなると考えられる。

表 5 - 5 カリフォルニア州下水処理水再利用基準を満たす再利用施設を用いる場合の下水処理水再利用の信頼性

Tertiary Treatment	Secondary Effluent	Reliability %			
		Scenario I	Scenario II	Scenario III	Scenario IV
<b>System I</b>	OCSD TF	100	100	77	100
Contact filtration	OCSD AS	100	100	99	100
/Full treatment	Pomona AS	100	100	98	100
with high dose chlorination	MRWPCA AS	99	100	62	100
<b>System II</b>	OCSD TF	95	100	10	100
Direct chlorination	OCSD AS	100	100	81	100
Pomona AS		99	100	93	100
of secondary effluent	MRWPCA AS	84	100	11	100
<b>System III</b>	OCSD TF	100	100	48	100
Contact filtration	OCSD AS	100	100	96	100
with low dose Chlorination	Pomona AS	100	100	97	100
	MRWPCA AS	97	100	39	100
<b>System IV</b>	OCSD TF	0	22	0	100
No treatment of secondary effluent	OCSD AS	9	89	0	100
	Pomona AS	71	95	41	100
	MRWPCA AS	0	20	0	100

塩素消毒レベルをやや下げたシステム III の信頼性は、ほぼシステム I と同じ傾向を示すが、シナリオ I のゴルフコース灌漑や水泳が行われるレクリエーション利用では、システム I よりもやや小さくなる。二次処理のあと高添加率の塩素処理プロセスだけで構成されるシステム II は、レクリエーション用水(シナリオ III)では、全ての下水処理水で 95% の信頼性を下回るうえ、ゴルフコース灌漑(シナリオ I)でも、95% の信頼性を下回る場合が生じる。従って、塩素消毒を行う前に full treatment あるいは contact filtration を行うことは、ゴルフコースの灌漑の安全性の改善のために、重要な役割を果たしていると考えられる。

システム IV で全く塩素消毒も、三次処理もせず、二次処理水を直接再利用する場合、シナリオ I V の地下水の人工涵養以外の再利用目的では、Pomona AS のシナリオ II (農作物灌漑)を除いて、95% の信頼性を確保することはできない。従って、地下水の人工涵養以外の再利用目的では、三次処理、あるいは塩素消毒を行い、腸管系ウイルスを低減させることは、水道水並の安全性と信頼性を確保するために、意義があることを示している。

#### 5. 4 カリフォルニア州再利用基準を満たす下水処理水再利用の年間感染リスクの

#### 5. 5 期待値

カリフォルニア州の下水処理水再利用基準 Title22 に適合する三次処理で処理された、下水処理水再利用の年間感染リスクの期待値を、次に検討する。第 5 章で分析された 4 つの二次処理水を、この章で検討したシステム I (full treatment あるいは contact filtration 後に、10 mg/L の高塩素添加率での消毒)とシステム II (10 mg/L の高塩素添加率での二次処理水の直接塩素処理)、さらに全く塩素消毒も三次処理も行われず、直接二次処理水を利用するシステム I V を用いて再利用する場合を検討する。ここではそれぞれのシステムでの除去率は変化しないと想定する。再利用水は、5. 1 に記述した 4 つのシナリオ全てに、5. 2 で解析した 4 つの下水処理場の二次処理水を使用する場合を検討する。

図 4-2 に示される手順に従って、全ての腸管系ウイルスが rotavirus の感染性を持つと仮定し、年間感染リスクの期待値を計算する。つまり、(1) 表 5-4 に、まとめられた対数正規分布に従う統計モデルを利用して、乱数を発生させて再利用水中の腸管系ウイルス濃度をシミュレートし、1 回の暴露によって摂取される用量  $D_i$  を計算する。(2) 腸管系ウイルスの用量反応関係を用いて、再利用水によって生じる 1 回ごとの暴露によるリスク  $P^*(D_i)$  を計算する。(3) 1 年間に生じる暴露ごとに (1) (2) の手順を繰り返す。(4) 計算された 1 回ごとの暴露によるリスクに基づき、年間感染リスク  $P_a$  を計算する。(5) 異なるデータセットの数でこのステップを繰り返し、 $P_a$  の算術平均を計算する。

下水処理水再利用の年間感染リスクの期待値が、水道で想定する  $10^{-4}$  の許容可能な年間感染リスクを越えるかどうかに基づいて下水処理水再利用の安全性を判定する。

500回の Monte Carlo 法によって発生させた未消毒二次処理水の腸管系ウイルス濃度の分布の例を図5-6に示したが、4つの下水処理場の腸管系ウイルス濃度が、対数正規分布モデルに従って発生していることを確認できる。

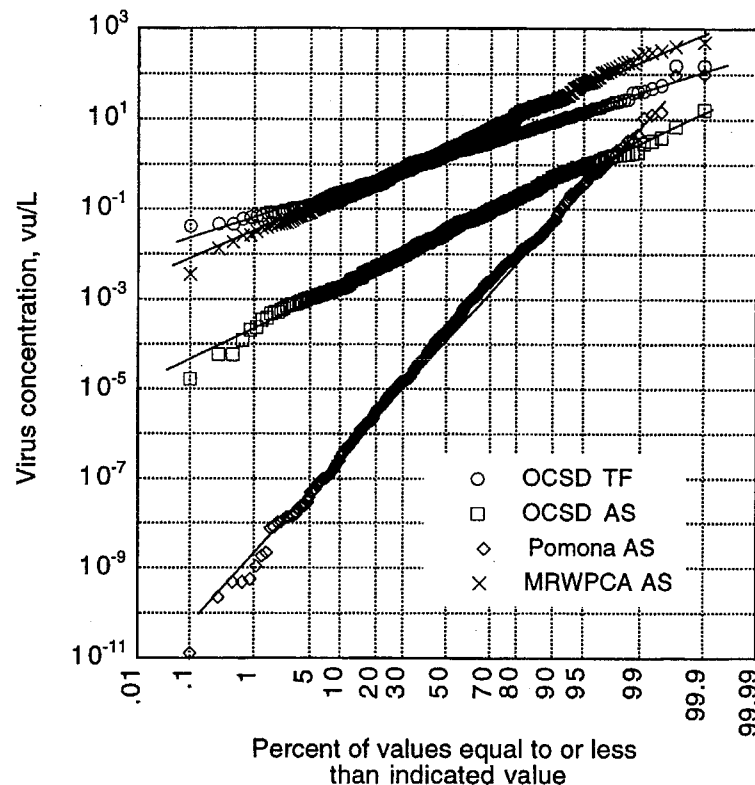


図5-6 Monte Carlo シミュレーションより乱数発生させた各処理場ごとの未消毒二次処理中の腸管系ウイルス濃度の分布

また、何回データセット繰り返せば、年間感染リスク  $P_a$  は安定した期待値として計算できるかを試みた。この結果の例を図5-7に示す。100回オーダー繰り返せば、値が収敛してきており、500回繰り返せばほぼそれ以上のデータセットを繰り返した結果と差がないことを確認できた。

データセットごとに年間感染リスク  $P_a$  は異なるため、年間感染リスクがどのような分布となるのかを調べた。OCSD の散水ろ床による二次処理水を用いてシナリオⅠの暴露評価を行った場合の結果を図5-8に示した。500回のデータセットを繰り返した場合、年間感染リスクの期待値は  $1.1 \times 10^{-6}$  となるが、計算された年間感染リスクの分布は、 $8.0 \times 10^{-7}$  から  $1.7 \times 10^{-6}$  にまで分布する。処理水質が大きく変動する場合、下水処理水再利用の安全性を評価するためには、年間感染リスクをシミュレーションした結果のバラツキを考慮した評価が必要であることが分かる。95%の上位信頼区間(UCL)と下位信頼区間(LCL)の範囲も図5-8に示したが、ここでは年間感染リスクの期待値の他に、この95%の上限の

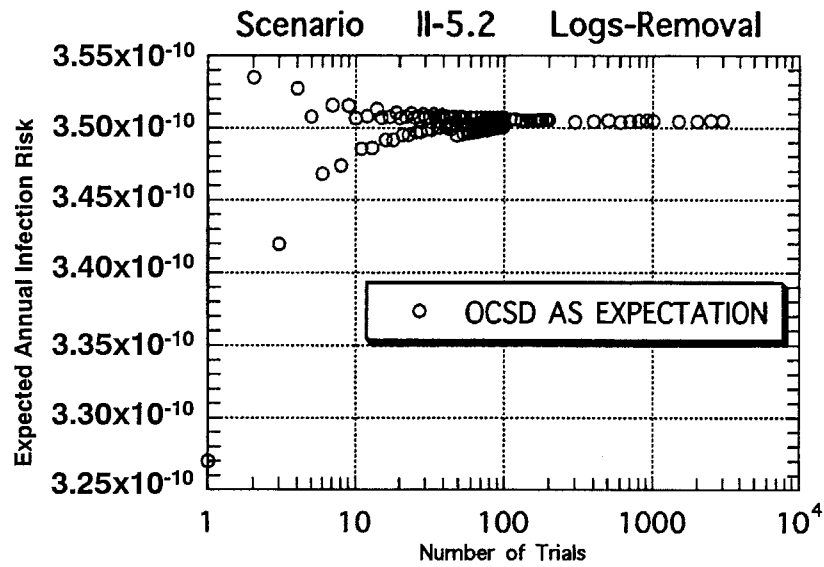


図 5 - 7 Monte Carlo 法を用いた年間感染リスクシミュレーションのデータセットの大きさの影響

信頼区間での値も同時に考慮した評価を行うこととする。

この 95% の UCL を考えておくことは、個人が受けるリスクがバラツキがあることを考慮するためであり、第 3 章で述べたハイリスクグループの存在を直接評価しているわけ

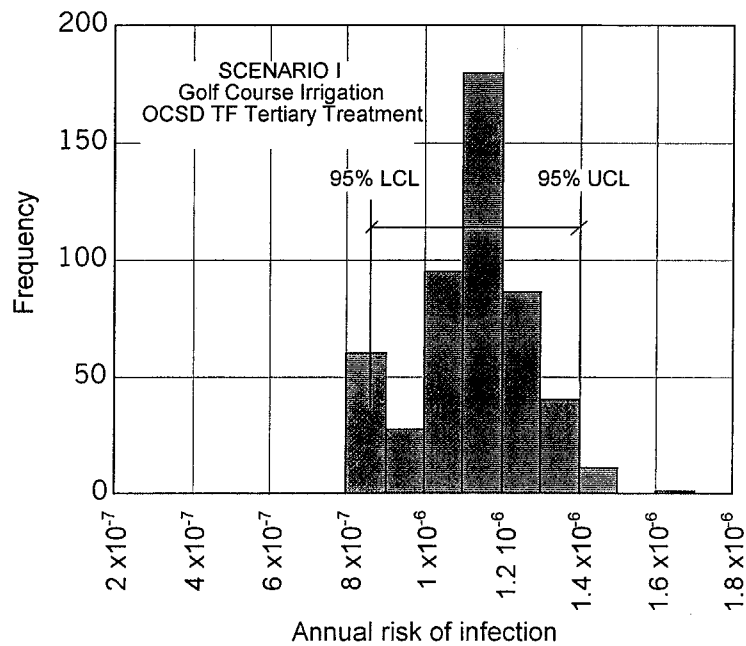


図 5 - 8 カリフォルニア州の再利用基準を満たす再利用水をゴルフコースへの散水に利用する場合に生じる年間感染リスクの分布

ではないが、何らかの不確実係数を考慮していることになる。

様々な暴露シナリオで計算された下水処理水再利用による年間感染リスクの期待値の計算結果を表5-6に示す。

full treatment あるいは contact filtration で処理された後、高濃度の塩素注入で処理されたシステムⅠでは、下水処理水再利用からの年間感染リスクの期待値は、ゴルフコースの灌漑(シナリオⅠ)、農作物の灌漑(シナリオⅡ)、地下水人工涵養(シナリオⅣ)に対して、どの処理水を用いても  $10^{-4}$  以下である。しかし、水泳が行われるレクリエーション利用(シナリオⅢ)に対しては、システムⅠを三次処理に利用する場合においても、下水処理水再利用の年間感染リスクの期待値は、MRWPCA ASでは  $10^{-4}$  を若干越えるが、他の三つの二次処理水は  $10^{-4}$  未満である。

これらの結果は、ゴルフコースの灌漑、農作物の灌漑、そして地下水涵養(シナリオⅠ、Ⅱ、Ⅳ)に対する、カリフォルニア州下水処理水再利用基準を満足する三次処理施設である、full treatment あるいは contact filtration と高添加率の塩素処理(システムⅠ)を用いた、下水処理水再利用の年間感染リスクの期待値は、米国の水道で規定する許容年間感染リスクである  $10^{-4}$  より小さく、水道水並みの安全性が確保されていることを示している。しかし、レクリエーション用水(シナリオⅢ)に対しては、例えばカリフォルニア州下水処理水再利用基準を満足する三次処理施設を用いても、想定した許容年間感染リスクである  $10^{-4}$  を満たすことは、必ずしもできず、水道水並みの安全性があるとは言えない。

Full treatment あるいは contact filtration を用いず、二次処理水を直接塩素消毒し、 $3.9\text{-Log}$  のウイルスの不活化を行う場合では、同じくシナリオⅠ、Ⅱ、Ⅳのゴルフコース灌漑、農作物の灌漑、地下水人工涵養については、下水処理水再利用の年間感染リスクの期待値は  $10^{-4}$  を下回り、米国の水道水並みの安全性を有していると考えられる。しかし、シナリオⅢのレクリエーション利用では、全ての二次処理水で、下水処理水再利用の年間感染リスクの期待値は、 $10^{-4}$  を上回る。従って、シナリオⅢのような水浴が行われるレクリエーション利用では、カリフォルニア州下水処理水再利用基準で定められた三次処理施設である、full treatment や contact filtration は、二次処理の腸管系ウイルスが処理されている場合には、重要な役割を担っていることが分かる。

未消毒二次処理水をそのまま再利用に用いる(システムⅣ)と、許容される年間感染リスクよりもかなり高くなる場合が多い。例えば、シナリオⅠのゴルフコース灌漑では、 $10^{-2}$  を越える年間感染リスクの期待値が想定され、米国の水道水よりも2ケタ以上危険である。また、シナリオⅡの農作物の灌漑では、OCSD ASだけが、年間感染リスクの期待値を  $10^{-4}$  下回るが、他の二次処理水ではこの値を超える。さらにシナリオⅢのレクリエーション利用では、どの下水処理水を用いても年間感染リスクは  $10^{-1}$  以上となり、特にOCSD TFとMRWPCAのASでは1と、ほぼ必ず感染することになる。しかしこの場合でも地下水の人工涵養のシナリオに対しては、許容される年間感染リスクを上回ることはない。

期待値での評価は、集団での平均的なリスクを表していると考えられるが、前述したように、一人一人が受ける年間感染リスクは、バラツキがある。このため、安全サイドの立場から、リスクの分布の95%上限値（UCL）に基づいた、年間感染リスクを検討してみた。その結果を表5-7に示した。

95%の年間感染リスク上限値をもとに評価すると、システムⅠでは、シナリオⅠ、Ⅱ、Ⅳでは期待値で評価した場合と同様  $10^{-4}$  未満となる。しかし、システムⅡでは、シナリオⅠでMRWPCA ASは評価が  $10^{-4}$  を越え、またシステムⅣでは、シナリオⅢで全ての下水処理水で  $10^{-4}$  を越えることとなる。また、期待値よりは数%から2倍程度、大きくなる。

表5-6 Monte Carlo 法を用いた年間感染リスクの期待値

Tertiary treatment		Treatment system			
		OCSD TF	OCSD AS	Pomona AS	MRWPCA AS
System I					
Full Treatment (5.2 log inactivation/ removal)	Scenario I	1.1E-06	7.8E-08	2.9E-07	4.3E-06
	Scenario II	5.0E-09	3.5E-10	1.3E-09	1.9E-08
	Scenario III	8.6E-05	5.9E-06	2.2E-05	3.3E-04
	Scenario IV	1.0E-59	7.3E-61	2.1E-60	4.1E-59
	Scenario IV	7.1E-13 <sup>1</sup>	4.3E-14 <sup>1</sup>	1.8E-13 <sup>1</sup>	2.7E-12 <sup>1</sup>
System II					
Direct chlorination of secondary effluent (3.9 log inactivation/removal )	Scenario I	2.3E-05	1.6E-06	5.7E-06	8.7E-05
	Scenario II	1.0E-07	6.9E-09	2.5E-08	3.9E-07
	Scenario III	1.7E-03	1.2E-04	4.3E-04	6.6E-03
	Scenario IV	2.1E-58	1.9E-59	4.3E-59	8.1E-58
	Scenario IV	1.4E-11 <sup>1</sup>	9.7E-13 <sup>1</sup>	3.6E-12 <sup>1</sup>	5.4E-11 <sup>1</sup>
System III					
Unchlorinated secondary effluent (0 log inactivation/ removal)	Scenario I	1.6E-01	1.2E-02	3.8E-02	4.4E-01
	Scenario II	8.0E-04	5.5E-05	2.0E-04	3.1E-03
	Scenario III	1.0E+00	4.6E-01	3.2E-01	1.0E+00
	Scenario IV	3.2E-57	2.2E-58	6.5E-58	1.3E-56
	Scenario IV	1.1E-07 <sup>1</sup>	7.7E-09 <sup>1</sup>	2.8E-08 <sup>1</sup>	4.3E-07 <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Virus inactivation/removal coefficient of 0.1/d is assumed in this case, instead of 0.69/d.



表 5—7 Monte Carlo 法を用いた年間感染リスクの 95%信頼区間上限値 (UCL)

Tertiary treatment		Treatment system			
		OCSD TF	OCSD AS	Pomona AS	MRWPCA AS
System I					
Full treatment (5.2-log inact/removal)	Scenario I	1.4E-06	1.1E-07	5.5E-07	6.0E-06
	Scenario II	5.3E-09	3.7E-10	1.5E-09	2.1E-08
	Scenario III	1.3E-04	1.3E-05	1.0E-04	6.8E-04
	Scenario IV	1.2E-59	9.6E-61	4.2E-60	5.3E-59
	Scenario IV	7.4E-13 <sup>1</sup>	4.7E-14 <sup>1</sup>	2.1E-13 <sup>1</sup>	2.9E-12 <sup>1</sup>
System II					
Direct chlorination of secondary effluent (3.9 log inactivation/removal )	Scenario I	2.8E-05	2.2E-06	1.1E-05	1.2E-04
	Scenario II	1.0E-07	7.5E-09	2.9E-08	4.1E-07
	Scenario III	2.6E-03	2.6E-04	2.1E-03	1.3E-02
	Scenario IV	2.4E-58	1.9E-59	8.4E-59	1.0E-57
	Scenario IV	1.5E-11 <sup>1</sup>	1.0E-12 <sup>1</sup>	4.1E-12 <sup>1</sup>	5.8E-11 <sup>1</sup>
System III					
Unchlorinated secondary effluent (0 log inactivation/ removal)	Scenario I	1.9E-01	1.7E-02	7.3E-02	5.3E-01
	Scenario II	8.3E-04	5.9E-05	2.3E-04	3.3E-03
	Scenario III	1.0E+00	6.2E-01	6.7E-01	1.0E+00
	Scenario IV	3.8E-57	3.0E-58	1.3E-57	1.6E-56
	Scenario IV	1.1E-07 <sup>1</sup>	8.3E-09 <sup>1</sup>	3.3E-08 <sup>1</sup>	4.6E-07 <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Virus inactivation/removal coefficient of 0.1/d is assumed in this case, instead of 0.69/d.

## 5. 5 信頼性と期待値による評価方法の比較

表 5—6 に示した結果と表 5—5 の結果を組み合わせて、下水処理水再利用の信頼性、相対的な安全性を評価するため、直感的に理解しやすいように、表 5—8 に示すスコアリングシステムを導入する。下水処理水再利用を評価する場合、本研究では許容年間感染リスクとして SWTR と同じ  $10^{-4}$  の基準を使った。*Giarda* やウイルスを対象とした水道水の SWTR の信頼性については明確な基準は示されていないが、浄水後の濁度の要件が、濁度を許容する最大値の少なくとも 95% の時間を下回ることとするが述べられている

め、本研究では、5章で述べたように暴露シナリオでの下水処理水再利用の年間感染リスクが $10^{-4}$ 未満となる信頼度の基準として95%の時間を想定した。

従って、スコアリングとして、極めて良好○、良好◇、不良△、危険×に分類する。信頼性については、年間感染確率が $10^{-4}$ を満足できる時間確率が、95%以上の時間の場合○、90%以上の場合◇、85%以上の時間の場合△、それ未満の場合×と分類する。一方、Monte Carlo 法による評価の場合、年間感染リスクが、 $5 \times 10^{-5}$ 以下では○、 $10^{-4}$ 以下では◇、 $5 \times 10^{-4}$ 以下では△、それを越える場合には×で表示する。

信頼性として95%を満足するか否か、期待値として $10^{-4}$ を満足するか否かを比べると、基本的に、信頼性による方法でも期待値による方法でもほぼ同じ評価傾向が得られた。ただOCS Dの散水ろ床法の二次処理水を、full treatment あるいは contact filtration で処理後、塩素消毒し（システム I）、レクリエーション利用する場合、及びMRWPC Aの活性汚泥法の二次処理水を直接塩素消毒し（システム II）、ゴルフコース灌漑（シナリオ I）に利用する場合、信頼性と期待値を用いた評価ではやや結果が異なり、信頼性に基づく評価の方は、95%の信頼性を下回るのに対し、期待値に基づく評価では $10^{-4}$ をやや下回る結果となった。信頼性に基づく評価の方が、期待値に基づく判断よりも厳しくなることが分かった。

公衆衛生の面では安全のため、モンテカルロ法の年間感染リスクの評価は、算術平均に基づく期待値ではなく、95%の信頼区間の上限値(UCL)を用いるべきかもしれない。その場合、表5-7と表5-5の結果をスコアリングしてみると、表5-9のようにまとめられる。

信頼性として95%を満足するか否か、95%のUCLでの年間感染リスクが $10^{-4}$ を満足するか否かを比べると、基本的には、信頼性でも期待値でも、ほぼ同じ評価が得られた。ただPomonaの活性汚泥法の二次処理水を full treatment あるいは contact filtration で処理後、塩素消毒し（システム I）、レクリエーション利用する場合、信頼性と95%を用いた評価では、やや結果が異なり、信頼性に基づく評価の方は、95%の信頼性を上回るのに対し、95%のUCLの年間感染リスクに基づく評価では、 $10^{-4}$ をやや下回る結果となった。この場合は、95%UCLに基づく年間感染リスクで評価した方が、信頼性に基づいて評価するよりも、やや厳しくなることが分かった。

年間感染リスクは、Monte Carlo 法で計算されるため、その期待値は集団での平均的な状況を示すが、個人個人の年間感染リスクはその周りにバラツク。一方、信頼性は、許容可能なりスクに対する頻度は評価するが、それを越える場合に生じるリスクの規模は評価していない。信頼性による判定が、結果的には、年間感染リスクを期待値に基づいて評価した場合と95%のUCLに基づいて評価した場合の中間的な結果となっている。期待値と95%のUCLによる評価の結果が、大きく異ならないので、より簡単に計算が可能な信頼性の判定方法で評価を行うことは妥当であると考えられる。

下水処理水再利用が、水道供給施設の利用と同程度に安全かどうかは、信頼性による評価法は年間感染リスクの期待値による評価方法よりもやや大きく、95%上限値に基づく年

表 5－8 full treatment あるいは contact filtration (システム I)、あるいは二次処理水の直接塩素処理消毒 (システム II) を用いて処理する場合の暴露シナリオごとの信頼性に基づく方法と年間感染リスクの期待値に基づく方法による下水処理水再利用の安全性のスコアリング評価

		Scenario I Golf Course Irrigation	Scenario II Crop Irrigation	Scenario III Recreational Impoundment	Scenario IV Groundwater Recharge				
		A, reliability <sup>1</sup> ; B expectation <sup>2</sup>							
Treatment system	Secondary effluent	A	B	A	B	A	B	A	B
System I									
Full treatment or contact filtration with high chlorine dose (5.2 log removal)	OCSD:								
	Trickling filter	O	O	O	O	X	O	O	O
	OCSD:								
	Activated sludge	O	O	O	O	O	O	O	O
	Pomona:								
	Activated sludge	O	O	O	O	O	O	O	O
	MRWPCA:								
	Activated sludge	O	O	O	O	X	△	O	O
System II									
Secondary effluent with high chlorine dose (3.9 log removal)	OCSD:								
	Trickling Filter	O	O	O	O	X	X	O	O
	OCSD:								
	Activated sludge	O	O	O	O	X	△	O	O
	Pomona:								
	Activated sludge	O	O	O	O	Ø	△	O	O
	MRWPCA:								
	Activated sludge	X	Ø	O	O	X	X	O	O

<sup>1</sup> Scoring system based based reliability (O = very good = annual risk of infection equal or less than  $10^{-4}$  at 95% of time, Ø = good = 90% , △ = unsatisfactory = 85%, and X = risky =<85%.

<sup>2</sup> Scoring system based on expectation at the 95% upper confidence limit (UCL) using a Monte Carlo simulation of not exceeding the  $10^{-4}$  annual risk of infection criterion (O =  $5 \times 10^{-5}$ , Ø = less than  $10^{-4}$ , △ = up to  $5 \times 10^{-4}$ , and X = more than  $5 \times 10^{-4}$ )

表 5－9 full treatment あるいは contact filtration (システム I)、あるいは二次処理水の直接塩素処理消毒 (システム II) を用いて処理する場合の暴露シナリオごとの信頼性に基づく方法と年間感染リスクの 95%UCL 値に基づく方法による下水処理水再利用の安全性のスコアリング評価<sup>1</sup>

		Scenario I Golf Course Irrigation		Scenario II Crop Irrigation		Scenario III Recreational Impoundment		Scenario IV Groundwater Recharge	
		A, reliability <sup>1</sup> ; B expectation <sup>2</sup>							
Treatment System	Secondary Effluent	A	B	A	B	A	B	A	B
System I									
Full treatment or contact filtration with high chlorine dose (5.2 log removal)	OCSD: Trickling filter	O	O	O	O	X	Ø	O	O
	OCSD: Activated sludge	O	O	O	O	O	O	O	O
	Pomona: Activated sludge	O	O	O	O	O	△	O	O
	MRWPCA: Activated sludge	O	O	O	O	X	X	O	O
System II									
Secondary effluent with high chlorine dose (3.9 log removal)	OCSD: Trickling Filter	O	O	O	O	X	X	O	O
	OCSD: Activated sludge	O	O	O	O	X	△	O	O
	Pomona: Activated sludge	O	O	O	O	Ø	X	O	O
	MRWPCA: Activated sludge	X	△	O	O	X	X	O	O

<sup>1</sup> Scoring system based based reliability (O = very good = annual risk of infection equal or less than  $10^{-4}$  at 95% of time, Ø = good = 90% , △= unsatisfactory = 85%, and X = risky =<85%.

<sup>2</sup> Scoring system based on expectation at the 95% upper confidence limit (UCL) using a Monte Carlo simulation of not exceeding the  $10^{-4}$  annual risk of infection criterion (O =  $5 \times 10^{-5}$ , Ø = less than  $10^{-4}$ , △= up to  $5 \times 10^{-4}$ , and X = more than  $5 \times 10^{-4}$ )

間感染リスクより、やや小さく評価されているが、両方ともに、ほぼ同じ判定の傾向となる。

結論として、カリフォルニア州下水処理水再利用基準を満たす三次処理施設である、システム I を用いた場合、どちらの評価方法でも、水浴が行われるレクリエーション用水（シナリオ III）以外のゴルフコース灌漑、農作物灌漑、地下水の人工涵養に対しては、下水処理水再利用は水道水並の安全性を持つ。しかし、レクリエーション利用では OCSD の散水ろ床や MRWPCA の活性汚泥法の処理水では、信頼性による評価でも、期待値による評価でも、許容感染リスクの基準と信頼性を満足できない。三次処理せず、直接塩素消毒を行うシステム II を用いた場合には、レクリエーション利用を目的としたシナリオ III に対しては、いずれの評価方法でも、ほぼ許容基準を満足することはできず、ゴルフコースの散水利用（シナリオ I）に対しても満足できない場合がある。しかしそれ以外の農業利用灌漑（シナリオ II）や地下水の人工涵養（シナリオ I V）に対しては、いずれの評価でも許容基準を満足させることができると判定される。

## 5. 6 三次処理の効率の変動性と下水処理水再利用の信頼性への影響

### 5. 6. 1 処理効率の変動性の影響

処理施設内での腸管系ウイルスの除去率の変動性については、ほとんど理解されていないが、Pomona Virus の研究においては、カリフォルニア州下水処理水再利用基準を満たす三次処理施設での腸管系ウイルスの除去率の変動性についてのデータが報告されている。Pomona Virus の研究での実験は、三次処理水のウイルス濃度が検出可能な水準であるように腸管系ウイルスを二次処理水に添加し、三次処理での除去率を推定するように計画された。二次処理水に添加された腸管系ウイルスは、Poliovirus 1 型であった。図 2-1、図 2-2 で示されるように、多くの実験が、A システム（二次処理後の full treatment と塩素処理）と B システム（contact filtration と塩素処理）、及び二次処理後の直接塩素処理（システム IV）で実施された（Parkhurst, 1977）。

10 mg/L の残留塩素での A システムと B システムの対数除去率の結果は、図 5-9 のようにほぼ同じ変動特性を示した。図 5-9 に示されたデータから、三次処理の腸管系ウイルスの対数除去率は、時間とともに変化することが分かる。これらのデータが、腸管系ウイルス対数除去率  $R$  は、対数正規確率紙上で直線となるため、流入水に対する三次処理水後のウイルス濃度の生残率  $R'$  は、対数正規分布に従う。図 5-9 の上方の直線は、除去率の分布と同じ contact filtration あるいは full treatment の後、10 mg/L で塩素消毒されたシステムのデータでの回帰分析の数値である。図 5-9 の下方の直線は、三次処理を行わず、10 mg/L の高い塩素添加率で直接塩素処理したシステム II のデータからの回帰直線を示している。図 5-9 の勾配と交点は、腸管系ウイルスの対数除去率の、算術平均  $\mu_r$  と標準偏差

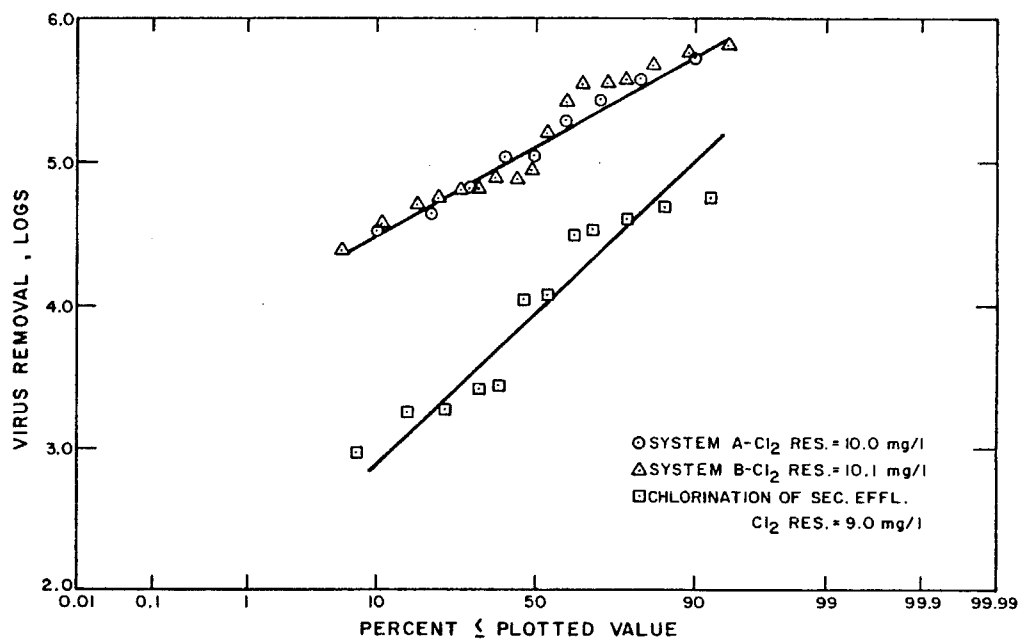


図 5-9 Pomona ウイルス研究での三次処理施設の除去機能の変動性(Parkhurst, 1977)

$\sigma r$ を与える。この解析の結果は、表 5-10 のように要約される。

これまでの検討は、三次処理への流入水のウイルス濃度は変動すると想定したが、三次処理の腸管系ウイルスの除去率は一定であることを前提とした。上記のデータは、除去率が一定であるという前提が、必ずしも真実ではないことを示している。本節では、下水処理水再利用の信頼性への、三次処理の除去率の変動性の影響を検討する。

腸管系ウイルスの三次処理施設での除去率の変動性を与える再利用水中の腸管系ウイルス濃度への影響は、図 5-10 のように示される。二次処理のウイルス濃度は、対数正規分布に従うために、ウイルス濃度分布は、横座標がウイルス濃度の対数で、縦座標が確率密度である座標上では、つり鐘形である。もし、三次処理での除去率が一定の場合には、三次処理水の濃度は、流入水の濃度と同じ形で分布する。しかし三次処理後のウイルス濃度の生残率  $R'$  が、対数正規分布に従う、つまり対数除去率が正規分布に従う場合には、三次処理後の濃度は、二次処理水の濃度より拡散した形で広く分布することが予想される。

確率変数  $C_s$  が、対数正規分布に従う二次処理水のウイルス濃度を表すとする、 $\log C_s \sim N(\mu_s, \sigma_s^2)$ 。確率変数  $R'$  が、対数正規分布に従う三次処理後のウイルス濃度の生残率を表すとする、 $\log R' \sim N(\mu_r, \sigma_r^2)$ 。三次処理水のウイルス濃度  $C_t$  は、上記の確率変数  $C_s$  と  $R'$  の積となるため、 $C_t$  は次のように表現される。

表 5 - 1 0 三次処理での腸管系ウイルスの対数除去率<sup>a</sup>, Log R'の変動性の対数正規分布モデルのパラメータ

システムの内容	System I Full Treatment/ Filtration と 残留 塩 素 濃 度 Cl2=10 mg/L での消毒からなる 三次処理	System II 二次処理水の残留塩素濃度 Cl2=9 mg/L での直接塩素消毒
$\mu_r$ Log R の算術平均	-5.1	-3.9
$\sigma_r$ Log R' の標準偏差	0.50	0.78
mg R' の幾何平均	8.2E-06	1.2E-04
S(R' の対数標準分布 Spread factor)	3.2	6.0

a. R' は流入濃度に対する三次処理での生残率を示し、流入濃度に対して処理後に生残するウイルス濃度の比である。

b. 対数除去率, R は生残率の絶対値を表し、99 % の除去率は対数除去率では 2-Logs となり、R' が対数正規分布に従うとき, R は正規分布に従う。

$$C_t = C_s R' \quad (5-1)$$

両側の対数を取ると、式(5-1)は、次のように書き替えられる。

$$\text{Log } C_t = \text{Log}(C_s R') = \text{Log } C_s + \text{Log } R' \quad (5-2)$$

確率変数  $C_s$  と  $R'$  は、対数正規分布に従うために、 $\text{Log } C_s$  と  $\text{Log } R'$  は、正規分布に従う。それ故に、確率変数  $\text{Log } C_t$  は、正規分布  $N(\mu_s + \mu_r, \sigma_s^2 + \sigma_r^2)$  に従う。つまり、

$$\text{Log } C_t \sim N(\mu_s + \mu_r, \sigma_s^2 + \sigma_r^2) \quad (5-3)$$

その理由は、正規分布に従う二つの確率変数の合計は、同様に正規分布し、その分布の平均と分散は、もとの2つの正規分布のそれらの和と等しい(Kreyzig, 1976; Benjamin & Cornell, 1970)からである。この変換は、対数正規確率紙上では図 5 - 1 1 で示される。二次処理水の腸管系ウイルス濃度分布は、上の部分の直線を表す。もし、除去率が一定の場合には、その直線は、対数除去率の大きさだけ下方へ移動する。

さらに、もし、三次処理後のウイルス濃度の生残率  $R'$  が、対数正規分布する場合には、三次処理での濃度の分布は、二次処理水での濃度の分布と異なる勾配を持つ直線を示す。二次処理水の腸管系ウイルス濃度の分布が、対数正規分布に従い、勾配  $\sigma_s$  切片  $\mu_s$  の直線

であるとしよう。三次処理水のウイルス濃度の分布の直線の勾配は  $\sqrt{\sigma_s^2 + \sigma_r^2}$  である。直

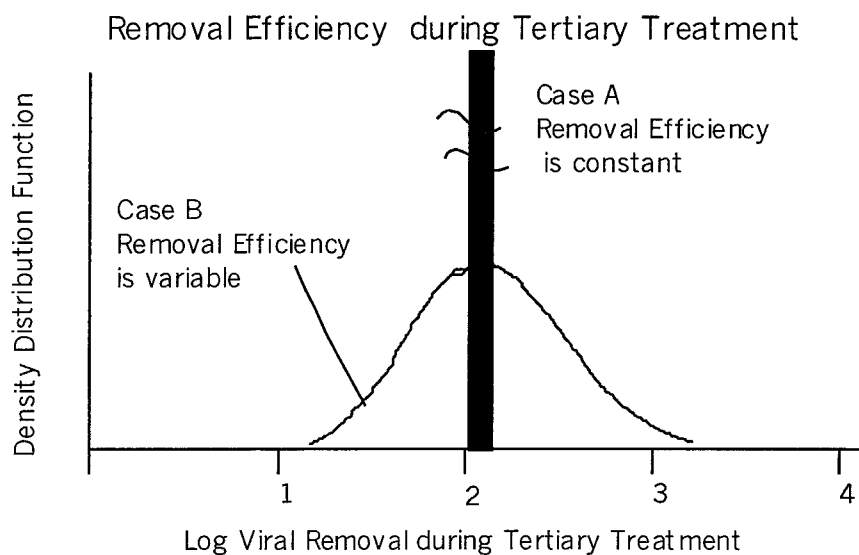
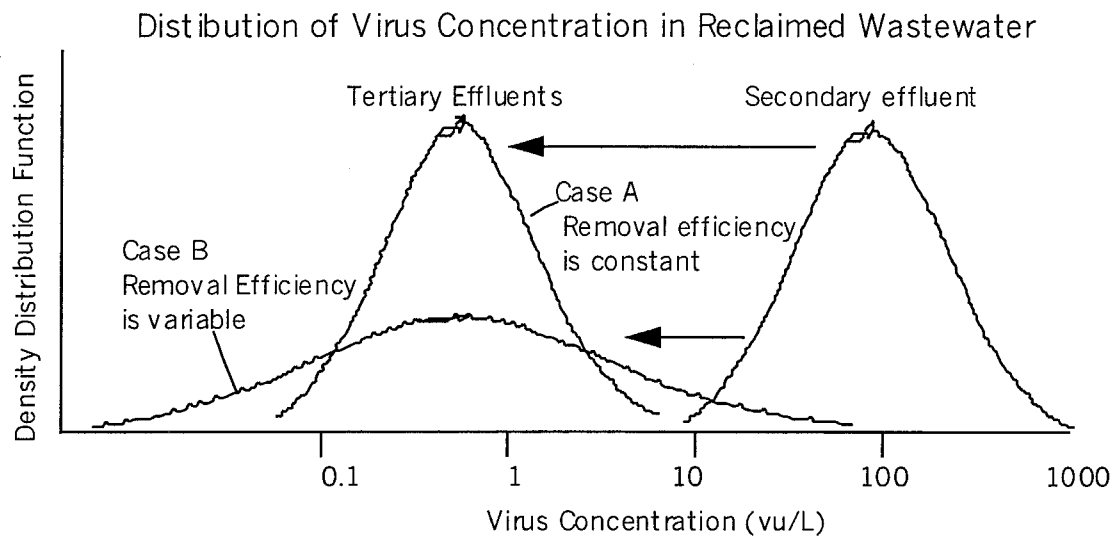


図 5 - 1 0 再利用水中のウイルス濃度分布に及ぼす三次処理のウイルス除去機能の変動性の影響

線の切片は、生残率の対数の絶対値の中央値  $\mu_r$  (対数除去率の中央値  $R$ ) の距離だけ下方に移動する。

もし、除去率が一定の場合には、濃度の分布は以下のようなになる。

$$\text{Log } Ct \sim N(\mu_s + \mu_r, \sigma_s^2) \quad (5-4)$$



従って、除去率が一定の場合に三次処理水の濃度の第 50 百分位数(パーセンタイル)は、除去率が変動する場合の三次処理水の濃度の第 50 百分位数と一致する。図 5-11 の 50% 以上の領域において、除去率が変動する場合の百分位数(C1)は、除去率が一定な場合の百分位数(C2)を越える。50% 以下の領域において、除去率が一定な場合の百分位数(C2)は、除去率が一定の場合の百分位数(C1)を越える。

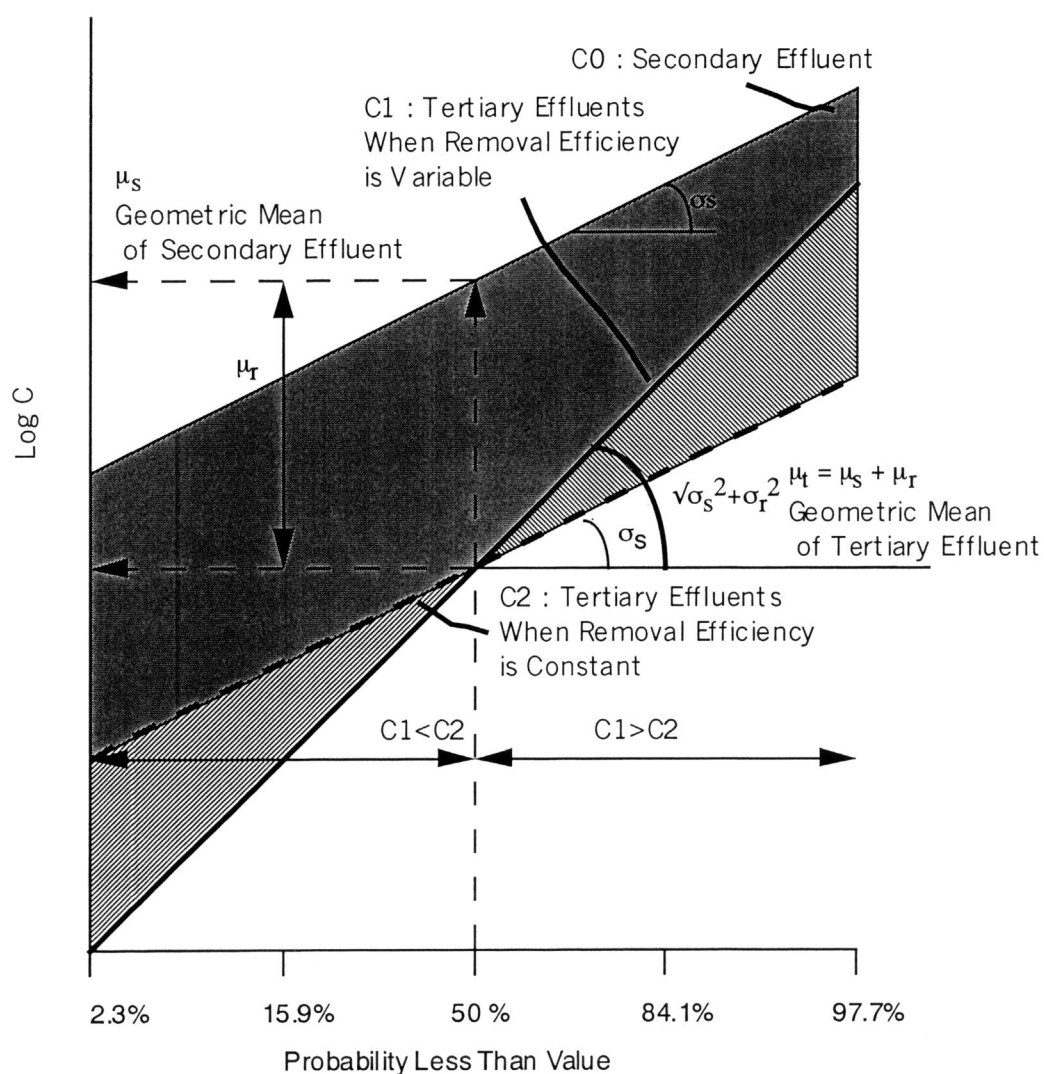


図 5-11 対数正規確率紙上での三次処理施設での対数除去率が正規分布する場合の処理水の腸管ウイルス濃度分布への影響

## 5. 6. 2 除去率が変動する三次処理プロセスで処理された再利用水のウイルス濃度

カリフォルニア州下水処理水再利用基準を満足する full treatment あるいは contact filtration と高添加率の塩素処理を用いた三次処理施設の除去率が変動する場合、三次処理水のウイルス濃度の分布を検討する。5. 2 の 4 つの処理場の二次処理水の変動特性は、表 5-4 で記述できた。本研究では、その三次処理システムが、異なる処理場の二次処理水に適用される場合でも、三次処理施設が Pomona Virus の研究データと同じウイルス除去率の変動特性を持つと仮定する。三次処理の除去率の分布の特徴は、表 5-10 の  $\mu_r$  と  $\sigma_r$  で示される。従って、下水処理の再利用水でのウイルス濃度の分布は、式(5-3)で求められる。

表 5-10 で示された三次処理施設の変動性を考慮した場合、システム I (full treatment あるいは contact filtration と塩素処理)で処理される再利用水のウイルス濃度の対数正規分布のパラメータ  $\mu_t$  と  $\sigma_t$ 、第 50、第 90、及び第 95 百分位数は、表 5-11 で示される。

表 5-11 腸管系ウイルスの除去率の変動性を考慮した場合にシステム I (full treatment/ contact filtration と塩素消毒) で処理した水に含まれる腸管系ウイルス濃度の対数正規分布モデルのパラメータ

		OCSD TF	OCSD AS	Pomona AS	MRWPCA AS
Arithmetic Mean of Log $\mu_t$		-4.9	-6.6	-8.9	-4.7
Standard Deviation of $\sigma_t$		0.80	1.0	2.1	1.0
Geometric Mean of C	mg	1.2E-05	2.8E-07	1.3E-09	1.9E-05
Spread Factor of C	S	6.4	11	133	9.8
Estimated Percentiles	50%	1.2E-05	2.8E-07	1.3E-09	1.9E-05
	90%	7.3E-05	4.1E-06	5.6E-07	2.4E-04
	95%	1.3E-04	8.8E-06	3.3E-06	4.9E-04

a. Concentration, C is expressed in terms of vu/L.

同様に処理の変動性を考慮した場合、二次処理水を高濃度の直接塩素処理(システム II)した場合の下水処理の再利用水のウイルス濃度の対数正規分布のパラメータ  $\mu_t$  と  $\sigma_t$ 、第 50、第 90、及び第 95 百分位数は、表 5-12 で示される。

表 5 - 1 2 腸管系ウイルスの除去率の変動性を考慮した場合のシステム II (二次処理水の直接塩素消毒) で処理した水に含まれる腸管系ウイルス濃度の対数正規分布モデルのパラメータ

		OCSD TF	OCSD AS	Pomona AS	MRWPCA AS
Arithmetic Mean of Log C <sup>a</sup>	μt	-3.8	-5.4	-7.7	-3.6
Standard Deviation of Log C	σt	1.0	1.2	2.2	1.2
Geometric Mean of C	mg	1.6E-04	4.0E-06	1.8E-08	2.7E-04
Spread Factor of C	S	10	16	160	14
Estimated Percentiles	50%	1.6E-04	4.0E-06	1.8E-08	2.7E-04
	90%	1.0E-03	5.8E-05	8.0E-06	3.4E-03
	95%	1.8E-03	1.3E-04	4.6E-05	7.0E-03

a. The concentration, C is expressed

三次処理施設の変動性を考慮した場合、高い百分位数での腸管系ウイルス濃度がどの位増加するのか検討する。表 5 - 1 3 は、三次処理の除去率が一定の場合に対して、三次処理での除去率が変動する場合の比率を示した。表 5 - 1 3 で示されるように、第 90 百分位数や第 95 百分位数では、処理変動を考慮した方がしない場合よりも、数倍大きな値となる。

二次処理水に対して塩素処理を直接行うシステム II では、システム I の場合よりも両者の違いはさらに大きくなっている。第 90 百分位数では、10 倍、95 百分位数では、20 倍も大きな値となる。塩素消毒のみで、三次処理を行わないシステム II は、システム I よりも変動を受けるため、full treatment や contact filtration は、処理の安定性に大きな役割を果たしていることを示している。

### 5. 6. 3 変動する三次処理除去率を考慮した信頼性の評価方法

三次処理施設の除去率が変動する場合、下水処理水再利用の信頼性は次のように求められる。許容年間感染リスク  $P_a$  に対応するシナリオごとの再利用水での許容ウイルス濃度  $Ca^*$  を式 (4 - 4)、あるいは式 (4 - 5) から求める。定義から、信頼性は、三次処理水の水質で  $Ca^*$  が確保できる時間確率としたことから、

$$p = \text{Prob} [P \leq P_a] = \text{Prob} [P^* \leq P_a^*] = \text{Prob} [C^* \leq Ca^*] = \text{Prob} [C t \leq Ca^*/E] \quad (5 - 5)$$

表 5 - 1 3 処理効率が一定の場合に対して処理効率が変動する場合での再利用水中のウイルス濃度の比率

Description of System	Percentile <sup>a</sup>		
	50%	90%	95%
System I Full Treatment/Contact Filtration and chlorination at Cl <sub>2</sub> =10 mg/L	1	4.4	6.8
System II Direct Chlorination at Cl <sub>2</sub> =10 mg/L after Secondary Treatment	1	10	19

a. The concentration, C is expressed in terms of vu/L.

また、 $\text{Log } C_t$  は  $N(\mu_s + \mu_r, \sigma_s^2 + \sigma_r^2)$  に従うことから、信頼性は次のように求められる。

$$p = \Phi \left[ \frac{(\text{Log}(Ca^*/E) - (\mu_s + \mu_r))}{(\sigma_s^2 + \sigma_r^2)^{1/2}} \right] \quad (5-6)$$

#### 5. 6. 4 除去率の変動性を考慮した場合のカリフォルニア州下水処理水再利用の信頼性

5. 1 の 4 つの曝露のシナリオでの下水処理水再利用の信頼性を三次処理の除去率の変動性を考慮して評価する。各シナリオごとに、式 (4-5) から求められる式 (5-6) に代入し、表 5-4 の二次処理水の変動性のパラメータと表 5-10 の三次処理施設の処理機能の変動パラメータを式 (5-6) に代入し、 $Ca^*$  を求める。

その結果は、表 5-14 で与えられる。ここでは、下水処理の再利用水は、システム I (full treatment/contact filtration と高添加率塩素処理) で処理される場合を計算した。表 5-14 は、変動がないとした場合の信頼性も示している。ケース I (除去率が変動) の信頼性は、ゴルフコースの灌漑 (シナリオ I) に対しては、ケース II (一定の除去率) の信頼性より小さい。特に、O C S D A S (Orange 郡衛生組合の活性汚泥法) からの二次処理水が三次処理され、水浴が行われるレクリエーション利用 (シナリオ III) へ再利用される時には、ケース II での信頼性が 100% で、ケース I では、90% にまで減少する。この場合には、下水処理水再利用は、水道供給施設の利用ほどは安全とはいえないと判定される。ゴルフコース灌漑 (シナリオ I)、食用農産物の灌漑 (シナリオ II) と地下水の人工涵養 (シナリオ IV) への下水処理水再利用の信頼性は、三次処理として、full treatment または contact

filtration 後、高い塩素処理を行う(システムⅠ)場合には、腸管系ウイルスの除去の変動性を考慮した場合(ケース1)でも、信頼性は95%以上である。そのため、これらの3つのシナリオでは、処理性能の変動性を考慮しても、カリフォルニア州下水処理水再利用基準を満たす三次処理施設を用いた下水処理水再利用は、米国の水道水と同程度に安全であると結論される。

しかし、水浴が行われるレクリエーション用水(シナリオⅢ)への下水処理水再利用の信頼性は、除去率が変動すると95%以上の信頼性を確保できるのは、OCSDASのみであり、水道水ほどは安全性が高くない。

表5-14 システムⅠ(full treatment/contact filtration and chlorination)を用いて処理する場合に、処理性能の変動が下水処理水再利用の信頼性<sup>1</sup>へ与える影響

除去率	Scenario I ゴルフコース散水		Scenario II 農業灌漑		Scenario III レクリエーション 利用(水泳)		Scenario IV 地下水涵養	
	変動	一定	変動	一定	変動	一定	変動	一定
	ケース1	ケース2	ケース1	ケース2	ケース1	ケース2	ケース1	ケース2
<b>OCSD:</b>								
散水ろ床法	100%	100%	100%	100%	80%	89%	100%	100%
活性汚泥法	100%	100%	100%	100%	90%	100%	100%	100%
<b>Pomona:</b>								
活性汚泥法	100%	100%	100%	100%	99%	99%	100%	100%
<b>MRWPCA:</b>								
活性汚泥法	98%	100%	100%	100%	68%	74%	100%	100%

1. ここでの信頼性は下水処理水再利用によるリスクが設定された許容年間感染確率、つまり1年間に1万人に1人の感染のリスクを超えない時間確率である。

二次処理水が高添加率で直接塩素処理される場合に(システムⅡ)、同じ曝露のシナリオでの下水処理水再利用の信頼性の結果を表5-15に示す。表5-15は、変動がないとした場合の信頼性も示している。ケース1(一定の除去率)の信頼性は、ケース2(変動する除去率)の信頼性より小さい。特に、OCSDTF(Orange郡衛生組合の散水濾床)からの二次処理水が消毒され、ゴルフコースの灌漑へ再利用される時、除去率が一定と仮定する場合では、信頼性は95%であり、水道水の利用と同程度に安全と判定された。しかし、除去率の変動性を考慮すると、同じ曝露のシナリオへの下水処理水再利用の信頼性は、85%にまで減少する。この場合には、下水処理水再利用は、水道供給施設の利用ほどは安全ではないと判定される。

表5-15 システムII(二次処理の後直接の塩素処理)を用いて処理する場合に、処理性能の変動が下水処理水再利用の信頼性<sup>1</sup>へ与える影響

除去率	Scenario I ゴルフコース散水		Scenario II 農業灌漑		Scenario III レクリエーション 利用(水泳)		Scenario IV 地下水涵養	
	変動	一定	変動	一定	変動	一定	変動	一定
	ケース 1	ケース 2	ケース 1	ケース 2	ケース 1	ケース 2	ケース 1	ケース 2
OCSD:								
散水ろ床法	85%	95%	100%	100%	30%	20%	100%	100%
活性汚泥法	99%	100%	100%	100%	82%	89%	100%	100%
Pomona:								
活性汚泥法	99%	99%	100%	100%	94%	95%	100%	100%
MRWPCA:								
活性汚泥法	77%	84%	100%	100%	26%	19%	100%	100%

1. ここでの信頼性は下水処理水再利用によるリスクが設定された許容年間感染確率、つまり1年間に1万人に1人の感染のリスクを超えない時間確率である。

ただし除去の変動性を考慮する場合、下水処理水再利用の信頼性は、OCSDの散水濾床法とMRWPCA AS(Monterey 地域水質汚濁防止局)の活性汚泥法の二次処理水が、システムIIの三次処理で再利用される場合には、除去率が一定と考える場合の信頼性よりも大きくなる。図5-13は、除去率の変動性を考慮する場合には、除去率が一定であると想定した場合、50%以下の確率の百分位数は、むしろ大きくなることを示している。三次処理での除去率の変動性を考慮することは、下水処理水再利用の信頼性の評価で、より安全側に判定することになる。

## 5.7 結語

本章では、第4章で提案した、変動する下水処理水再利用の安全性を、信頼性と年間感染リスクの期待値で評価する方法を、事例研究した。カリフォルニア州で実際に測定された下水処理場の二次処理に含まれる腸管系ウイルスを濃度をもとに、カリフォルニア州で定められた下水処理水再利用基準を満足できる三次処理施設で処理され、ゴルフコース、農作物灌漑、レクリエーション利用、地下水の人工涵養の4つの目的に再利用された場合の検討の結果から、以下の知見が得られた。

- (1) 二次処理水のウイルス濃度は、本研究で分析された4つの処理場の全てで、対数正規分布し、分布はパラメータ $\mu$ と $\sigma$ (あるいは相乗平均mgと Spread factor S)によって特徴付けられる。
- (2) 4つの下水処理場の二次処理水でのウイルス濃度は、Spread factor が4から115までの大きな値をとるため、同一の処理場での二次処理水のウイルス濃度の第95

- 百分位数は、第 50 百分位数（幾何平均）よりも 10 から  $10^4$  倍と非常に大きくなる。
- (3) 二次処理水での濃度は、同一の下水処理場で広範囲にわたり変化しているだけでなく、下水処理場の間でも大きく異なる。4つの下水処理場の二次処理水のウイルス濃度は第 95 百分位数で、1 から 60vu/L の範囲、第 90 百分位数では、0.3 から 30vu/L の範囲に分布していた。
  - (4) 二次処理水のウイルス濃度の統計上の特徴は、変動性が大きく、非常に広範囲に変動することであり、下水処理水や再利用水に曝露された場合の感染リスクを評価する場合には、1 回 1 回の曝露が独立し、かつ広範囲にウイルス濃度が変化することから、この変動性を十分に考慮すべきである。
  - (5) 信頼性に基づく評価を行う場合、カリフォルニア州の下水処理水再利用基準、Water Reclamation Criteria (Title 22) に従う三次処理施設 full treatment あるいは contact filtration は、ゴルフコースの灌漑、農作物の灌漑、地下水の人工涵養への下水処理水再利用では、米国の水道供給施設で想定する許容年間感染リスク  $10^{-4}$  を、95%以上の信頼性で満足でき、それと同程度に安全とみなすことが出来る。しかし、水泳が行われるレクリエーション用水への利用には、その三次処理施設でも、十分な信頼性が得られない場合があり、必ずしも米国の水道水並の信頼性があるとはいえない。
  - (6) Monte Carlo 法を利用した年間感染リスクの期待値の結果は、カリフォルニア州下水処理水再利用基準 Title 22 に従う full treatment や contact filtration は、ゴルフコースの灌漑、農作物の灌漑、地下水の人工涵養に対する下水処理水再利用は、米国の水道水の年間許容感染リスク  $10^{-4}$  を満足することが分かった。しかし、水泳が行われるレクリエーション用水では、必ずしも水道水並みの安全性とはならない。
  - (7) Monte Carlo 法で求められた年間感染リスクは、分布を持つため、期待値に代わって、例えば 95%の信頼区間の上限値を用いて、安全性のマージンを見込んで評価することが考えられる。この場合は、期待値と比べやや大きくなるが、米国の水道水の許容感染リスクの基準との比較では、期待値と比べて大きな判定の違いは生じなかった。
  - (8) 下水処理水再利用が、米国の水道供給施設の利用と同程度に安全かどうかを信頼性による方法で判定しても、年間感染リスクの期待値による方法で判定しても、ほぼ同じ判定結果となる。95%を越えるかどうかを判定する信頼性による評価では、年間感染リスクの期待値での判定結果よりもやや厳しく、年間感染リスクの 95%の上限値での判定結果よりもやや甘く評価される場合があった。
  - (9) Pomona Virus の研究によると、三次処理中の腸管系ウイルスの対数除去率  $R$  は、一定ではなく、対数正規分布に従う。この処理の変動性を考慮した場合、三次処理水のウイルス濃度は、二次処理水中の腸管系ウイルスが対数正規分布するのと同様に、対数正規分布する。また、三次処理の除去率が変動する場合には、下水処理の

再利用水のウイルス濃度は、除去率が一定を仮定する場合に比べて、より広く分布する。このため、除去率の変動性を考慮した場合、下水処理水再利用の信頼性は、一定の除去率を考慮する場合よりも小さくなる。

- (10) 信頼性による評価を行う場合、カリフォルニア州の下水処理水再利用基準で規定されている高添加率の塩素処理を行う full treatment または contact filtration で三次処理される場合には、例えその除去率の変動性を考慮しても、農作物の灌漑と地下水の人工涵養への下水処理水再利用は、米国の水道水で想定される信頼性と同程度に、安全である。しかし、full treatment/contact filtration と塩素処理(システム I)で処理された下水処理水再利用は、除去の変動性を考慮した場合、ゴルフコースの灌漑とレクリエーション用水(水泳)の用途の場合、水道供給施設の利用と、必ずしも同程度には安全ではない。
- (11) 三次処理の除去の変動性を考慮することは、下水処理水再利用の安全性と信頼性を判定する際に、より安全側の判定へと導くことになる。

## 5. 8 参考文献

Aitchison, J. and J. A. C. Brown (1957) *The lognormal distribution with special reference to its uses in economics*. The Syndics of the Cambridge University Press, London, England.

Asano, T. and R. Sakaji (1990) Virus risk analysis in wastewater reclamation and reuse In *Chemical Water and wastewater treatment*, Hahn, H. H and R. Klute (Eds.), Springer Verlag, pp.483-496.

Asano, T. *et al.* (1992) Evaluation of the California wastewater reclamation criteria using enteric virus monitoring data. *Proceedings of LAWPRC, 16 th Biennial Conf. and Exhib.*

Bedient, P. B. and W. C. Huber (1988) *Hydrology and floodplain analysis*. Addison-Wesley Publishing Company, Reading, MA.

Benjamin, J. R. and C. A. Cornell (1970) *Probability, statistics, and decision for civil engineers*. McGraw-Hill Book Company, New York, NY.

Dean, R. B. and S. L. Forsythe (1976) Estimating the reliability of advanced waste treatment. *Water and Sewage Works*, 87, June 1976, & July 1976.

Dean, R. B.(1981) Use of log-normal statistics in the environmental monitoring. In Cooper, W.J. (Eds.), *Chemistry in water reuse*, Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, MI.

Dryden, F. D. *et al.* (1979) Virus removal in advanced wastewater treatment systems. *Journal WPCF* 51 No.8, pp.2098-2109.

Engineering-Science (1987) *Monterey wastewater reclamation study for agriculture: Final report (prepared for Monterey Regional Water Pollution Control Agency)*. Engineering-Science, Berkeley, CA.

Gerba, C. P. (1981) Virus survival in wastewater treatment. In *Viruses and wastewater treatment*,



- Goddard, M., S. M. Goyal, and M. Butler (Eds.), Pergamon Press, Oxford, England.
- Helsel, D. R. (1990) Less than obvious, Statistical treatment of data below the detection limit. *Environ. Sci. Technol.*, **24**, No. 12.
- Hogg, R. V. and J. Ledolter (1987) *Engineering statistics*. Macmillan Publishing Company, New York, NY.
- Hogg, R. V. and E. A. Tanis (1988) *Probability and statistical inference, 3rd edition*. Macmillan Publishing Company, New York, NY.
- Hultquist, R. H., T. Asano, and R. S. Sakaji (1991) Proposed California regulations for groundwater recharge with reclaimed municipal wastewater. *Proc. of the ASCE 1991 National Conf. on Env. Engr.*, Reno, NV.
- Kite, G. W. (1977) *Frequency and risk analysis in hydrology*. Water Resources Publications, Fort Collins, CO.
- Kreyszig, E. (1976) *Introductory mathematical statistics: Principles and methods*. John Wiley & Sons, Inc, New York, N.Y.
- Leong, L.Y.C. (1983) Removal and inactivation of viruses by treatment processes for potable water and wastewater-A review. *Wat. Sci. Tech.* **15**, Capetown, pp.91-114.
- McCarty, P. L., M. Reinhard, C. Dolce, H. Nguyen, and D. G. Argo (1978) *Water Factory 21: Reclaimed water, volatile organics, virus, and treatment performance*. U.S. EPA, EPA-600/2-78-076, Cincinnati, Ohio.
- McCarty, P. L., M. Reinhard, J. Graydon, J. Schreiner, K. Sutherland, T. Everhart, and D. G. Argo (1980) *Wastewater contaminate removal for groundwater recharge at Water Factory 21*. U.S. EPA, EPA-600/2-80-114, Cincinnati, Ohio.
- McCarty, P. L., K. E. Mortelmans, D. G. Argo, and J. N. English (1982) *Advanced treatment for wastewater reclamation at Water Factory 21*. Technical Report No. 267, Stanford University.
- Parkhurst, J. D. (1977) *Pomona virus study, Final report*. California Water Resources Control board, Sacramento, CA.
- Regli S., J.B. Rose, C.N. Haas, C.P. Gerba (1991) Modeling the risk from Giardia and viruses in drinking water. *J. AWWA*, **83**, No.11, pp.76.
- Rose, J.B., C.P. Gerba (1991c) Use of risk assessment for development of microbial standards. *Wat. Sci. Tech.*, **24**, No.2, pp.29.
- Selna, M. W. *et al.* (1977) Virus sampling in wastewater-Field experiences. *Journal of the Environmental Engineering Division, Proc. of the ASCE*. **103**, No.EE4, pp. 693-705.
- Sheikh, B. *et al.* (1990) Monterey wastewater reclamation study for agriculture. *Research Journal WPCF* **62** No.3, pp.216-226.
- Tanaka, H., T. Asano, E.D. Schoreder, and g. Tchbanoglous (1993) Estimating the reliability of wastewater reclamation and reuse using enteric virus monitoring data, *Proceedings of 66<sup>th</sup> Annual Conference & Exposition*, Anaheim, CA, Oct. 3-7, AC93-034-001.

Tanaka, H., T. Asano, E.D. Schoreder, and g. Tchbanoglous (1998) Estimating the safety of wastewater reclamation and reuse using enteric virus monitoring data, *Water Environ. Res.*, 70, 1, 39-51.

U. S. EPA (1989) National drinking water regulations: Filtration disinfection; turbidity Giardia lamblia, viruses, Legionella, and heterotrophic bacteria, Final rule, 40 CFR parts 141 and 142. *Federal Register*, 54:27486-27541, June 29, 1989.

## 第6章 水質学的安全性と信頼性を考慮した下水処理機能の計画立案の方法

第5章では、カリフォルニア州下水処理水再利用基準を満足する三次処理施設が、カリフォルニア州で、一般市民が接触する可能性が高い再利用目的を事例に、信頼性と期待値の二つの方法で評価し、世界で唯一、年間感染の許容基準が定められている米国の上水道と比べてどの程度の安全性があるのかを議論した。この結果、信頼性に基づく方法と期待値に基づく方法とは、ほぼ同じ安全性の評価結果が得られた。

本章では、下水処理水再利用の用途、あるいはより一般的に下水処理水の放流先の水利用が決まっている場合、どのような三次処理の要件が必要かを、第4章で提案した信頼性の考え方に基づいて、決定する方法を提示する。

### 6.1 三次処理の除去率の違いによる下水処理水再利用の信頼性への影響

カリフォルニア州の下水処理水に含まれる腸管系ウイルス濃度が使えると仮定した場合、どのような下水処理機能として要件になるのかをケーススタディする。このため、次の質問を設定する。

- (1) もし、許容可能な年間感染リスクが、 $10^{-4}$ （つまり、年間1万人の母集団あたり1人の感染）であると想定する場合、三次処理でのウイルスの除去率の変化で、再利用用途ごとの信頼性はどれくらいあるのか？
- (2) 水道供給施設が、U.S.EPA(米国環境保護局)の Surface Water Treatment Rule（表流水処理規則）で規定されるような  $10^{-4}$  の許容年間感染リスクの水準で 95%の信頼性を持つと想定した場合、ある曝露のシナリオに対する下水処理水再利用の信頼性が、水道供給施設と ほぼ同等であるためには、三次処理にはどのような腸管系ウイルスの除去率が要求されるか？

現実的に三次処理施設で対応可能と考えられるウイルスの対数除去率の  $0 - \log$  から  $1 - \log$  の範囲で変化させた時、下水処理水再利用の信頼性がどのように変化していくかを算定する。もし、下水処理水再利用に対する許容可能な年間感染リスクとして  $10^{-4}$  を想定する場合には、rota virus に対する  $Ca^*$  (許容可能なウイルス濃度)は、表3-1から  $\alpha = 0.232$  及び  $\beta = 0.247$  を式(4-5)へ代入すればよい。ここで、rota virus を選んだのは、図3-2で示したように、低用量では最も感染性が高い腸管系ウイルスと想定ができるためであり、USEPAのSWTRでも感染に関する評価ではこのモデルを用いている。

二次処理水の腸管系ウイルスの変動特性として表5-4からの  $\mu$  (平均値)と  $\sigma$  (標準偏差)、各々のシナリオごとの  $E$  (環境での減衰率)、 $R$  (要求される除去率)  $= 0 \sim 1 - \log$  を式(4-11)へ代入し、三次処理の対数除去率  $R$  と下水処理水再利用の信頼性  $p$  との関係を求

めることができる。

図6-1は、三次処理での腸管系ウイルスの対数除去率と曝露のシナリオⅠからⅢでの下水処理水再利用の信頼性との関係を表わす三つのグラフである。なお、シナリオⅣは、信頼性が全ての下水処理水について100%に等しいため、図6-1には示していない。

横座標の値は、三次処理での腸管系ウイルスの対数除去率である。0-Logの除去とは、二次処理のあとで処理が加えられないことを意味する。10-Logの除去は、Gerba(1981)が述べているように、凝集、フロック形成、逆浸透膜、そして消毒で構成される三次処理での最高除去率と一致する。現実的な三次処理での対数除去率は、0~10-Logの間のどこかにある。縦座標の値は、特定されたシナリオでの下水処理水再利用の信頼性である。

第4章で定義したように、信頼性は規定された許容可能な腸管系ウイルスからの感染リスク(1万人の母集団あたり年間1回のウイルス感染以下)が満足できる時間確率である。各々のグラフの4つの曲線は、異なる4つの二次処理水の特徴の違いを表している。

第2章で述べた三次処理のプロセスで達成される腸管系ウイルスの対数除去率は、表2-7と表2-8からのデータを要約すると、図6-2のように示される。横座標の値は、各プロセスの腸管系ウイルスの対数除去率を表す。報告された三次処理プロセスの対数除去率は広範囲に広がり、そのため、処理プロセスでの対数除去率Rは、最低の対数除去率から最高の対数除去率までの帯状に描かれる。図6-1と図6-2での横座標は、ウイルス対数除去率を表す。もし確保すべき信頼性が与えられる場合、図6-1から、三次処理で要求される腸管系ウイルスの対数除去率が、曝露のシナリオと二次処理水ごとに求めることができる。

従って、その要求される腸管系ウイルスの除去率を満たす三次処理プロセスは、図6-2を用いて選定できる。図6-1から、もし下水処理水再利用が、与えられた信頼性、例えば、水道で想定する $10^{-4}$ の年間感染リスクを、95%の時間確率、つまり $p=95\%$ で確保するためには、対応した対数除去率Rを求め、そのRに相当する三次処理プロセスを図6-2から選択すればよい。

この手法は、腸管系ウイルスだけでなく、他の感染リスクの用量反応関係が分かっている病原性微生物に対しても用いることが可能であり、下水処理水再利用の他、水道や水環境の病原性微生物の変動特性が分かっている場合にも、安全性を確保するために必要な機能の決定に利用できる。

第2章で記述したように、処理プロセスでの除去率は、広範囲にわたって報告されている。三次処理は、一般に、一以上の単位プロセス、例えば、凝集、濾過、及び塩素処理で構成されるが、三次処理のプロセス系列(即ち、単位プロセスの組合せ)でのウイルスの対数除去率は、図6-2では検討されていない。そこで、単位プロセスでのウイルス除去率に関する、リスクのデータ収集と三次処理のプロセス系列中のウイルス除去率に関する、より詳細な検討が必要である。

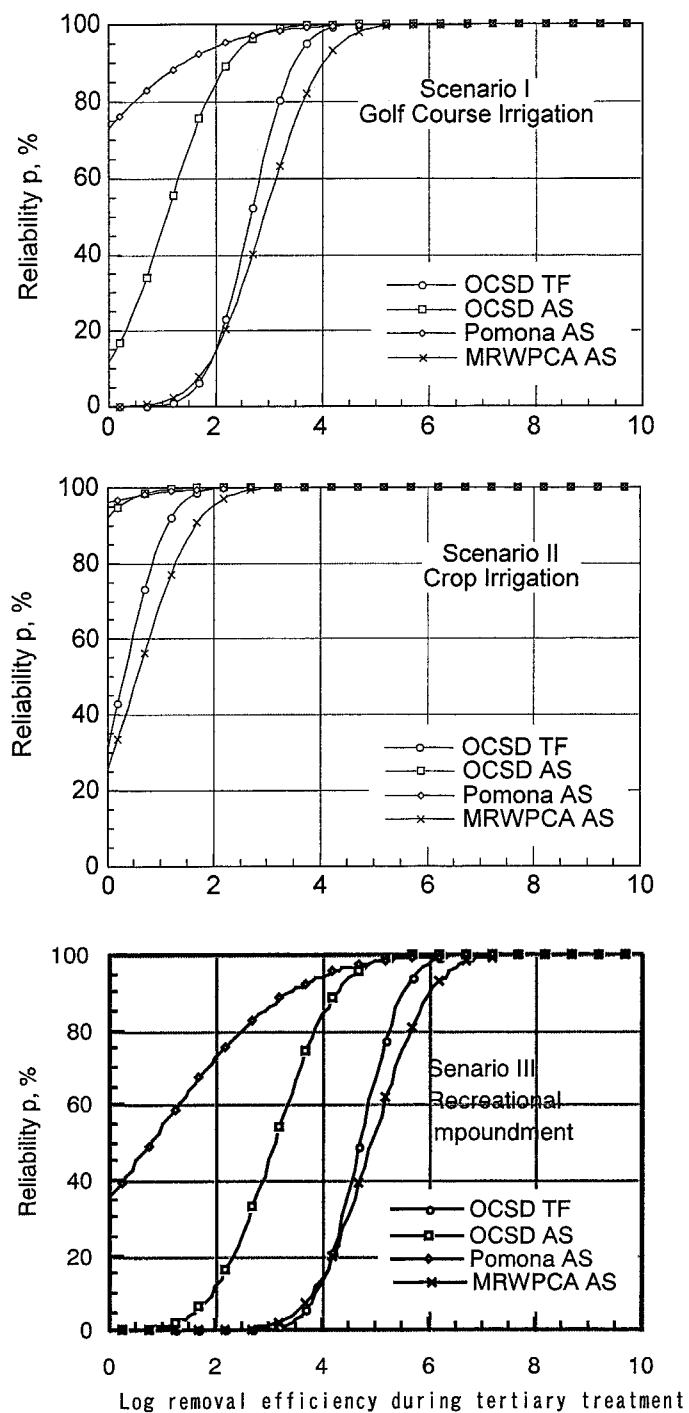


図 6 - 1 暴露シナリオごとの再利用施設での対数除去率と信頼性 p との関係

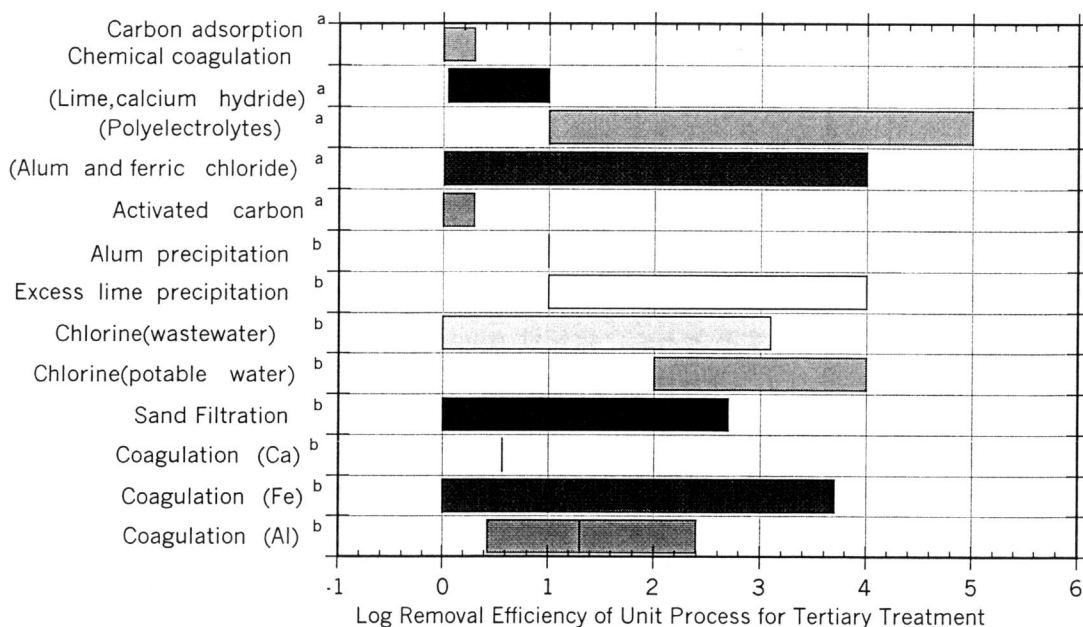


図 6 - 2 三次処理プロセスのウイルス除去機能

a. Leong(1983)に基づく。b. Gerba(1981)に基づく

次に、図 6 - 1 で、対数除去率がゼロ、即ち、二次処理水が三次処理無しで直接的に再利用される場合を考えてみる。この場合、ゴルフコースの灌漑(シナリオ I)への下水処理水再利用は、水道供給施設の利用より非常に危険性が高く、その安全性は保証されない。4つの下水処理の再利用水の信頼性は、例え、曝露のシナリオと三次処理での処理レベルが同じでも、二次処理水に含まれる腸管系ウイルスの濃度の変化のために、広範囲な値となる。

この場合、三次処理での対数除去率を増加させていくと、信頼性は次第に増加し、5-Logの除去率程度でほとんど 100%になる。除去率の増加に伴う4つの下水処理の再利用水の信頼性の増加を見てみると、三次処理での対数除去率が低い間は、信頼性の上昇は大きい、対数除去率がかなり大きくなると、信頼性の増加は次第に小さくなる。

農作物の灌漑(シナリオ II)について検討してみる。三次処理を行わない場合、OCSD (Orange 郡衛生組合)のTF (散水濾床法)やMRWPCA (Montrey 地域的水質汚濁防止局)のCastroville 処理場での活性汚泥法からの二次処理水の直接的再利用では、信頼性が低いために、水道供給施設の利用と同程度には安全でない。しかし、三次処理での除去率を3-Log まで上昇させる場合は、全てのシナリオでの下水処理水再利用は、信頼性がほとんど 100%となるため、水道供給施設の利用と同程度に安全となる。三次処理施設での対数除去率の増加に伴う信頼性の増加は、低い除去率の範囲では非常に大きい、除去率が

増加するとともに信頼性の上昇の増加は小さくなる。

水浴が行われているレクリエーション利用(シナリオⅢ)の場合、まず二次処理水の直接的再利用つまり、0-Log の除去では、どの下水処理水を用いても水道供給施設の利用に比べ非常に大きな危険性がある。このシナリオでは、水道供給施設の利用並に、下水処理水再利用の安全性をあげるためには、三次処理で高い除去率を備え、信頼性の改善を行う必要がある。もし除去率を7-Log とする場合には、どの下水処理場の水を用いても下水処理水再利用の信頼性は、ほぼ 100% になり、下水処理水再利用は、水道供給施設の利用と同程度に安全であると考えることが可能である。三次処理施設での除去率の増加に伴う信頼性の増加は、三次処理施設の除去率が低い場合には、信頼性の上昇は非常に大きいですが、三次処理での除去率が増加するとともに信頼性の上昇も小さくなる。

地下水の人工涵養(シナリオⅣ)に関しては、全てのシナリオで下水処理水再利用の信頼性は、三次処理を行わない場合でもほぼ 100% である。そのため、二次処理水による地下水の人工涵養であっても、下水処理水再利用は水道供給施設の利用と同程度に安全である。つまり、三次処理は、信頼性の観点からは必要ではない。

これらの結果は、シナリオⅢは、三次処理中に最高の除去率が必要であり、シナリオⅠは、二番目に高い除去を必要とし、シナリオⅡはその次であり、シナリオⅣは、4つのシナリオの中で三次処理は行う必要がないことを明確に示している。

## 6. 2 許容年間感染リスクを必要な信頼性で確保するために要求される三次処理除去率

もし、下水処理水再利用が、水道供給施設と同様に安全であるために、三次処理で要求されるウイルス除去率は、信頼性の定義と逆のプロセスで求めることができる。除去率の決定の手順は、図 6-3 で示される。その最初の部分は、摂取される水における許容可能な年間リスクに十分な最大ウイルス濃度  $C_{a*}$  の決定を含み、5. 2 と同じ方法である。式 (4-11) は、次のように変形される。

$$R = \sigma \Phi^{-1}(p) + \mu + \text{Log} E - \text{Log} C_{a*} \quad (6-1)$$

環境での減衰  $E$  は、曝露のシナリオにより与えられる。 $\mu$  と  $\sigma$  は、二次処理水のウイルス濃度分布の特徴により与えられる。そのため、水道供給施設の信頼性が  $p$  であると想定され、それと同等な下水処理水再利用の信頼性を確保するためには、許容可能なリスクを信頼性  $p$  (つまり時間確率  $p$ ) を満足するために必要な再利用施設での対数除去率  $R$  は、式 (6-1) を用いて求められる。

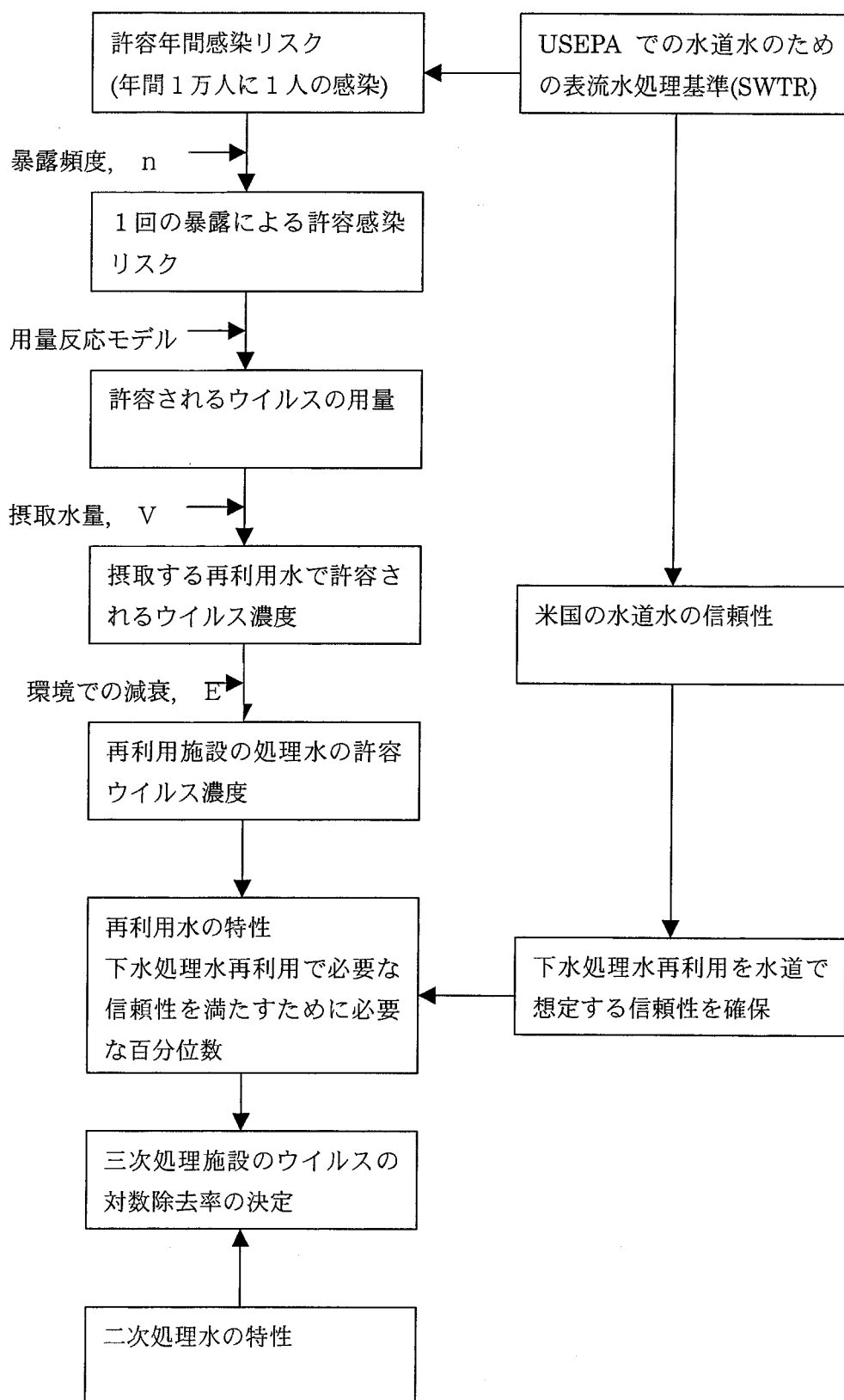


図 6 - 3 水道水と同程度に下水処理水再利用の安全性を確保に必要なウイルス除去率を決定する手順



### 6. 3 水道供給施設に相当する安全性を満たすために必要な三次処理除去率

もし下水処理水再利用が、水道供給施設と同程度に安全であるべき場合、どのような種類の除去率が三次処理に要求されるべきか？

この質問は、式(6-1)を用いて答えられる。表6-1は、三次処理で要求される腸管系ウイルスの対数除去率を示すが、ここでは、下水処理水再利用は、 $10^{-4}$ の許容年間感染リスクに対して90%と95%の信頼性を持つ条件で計算している。

要求される除去率は、シナリオⅣでは0-Logであり、二次処理水が地下水涵養に対しては、直接利用が可能であることを意味する。もし下水処理の再利用水が、シナリオⅡに従って農作物の灌漑に適用される場合は、三次処理に要求される除去率は、少なくとも時間の95%に対して、 $10^{-4}$ 以下の年間感染リスクとするためには、0.0~2.1-Logである。もし、下水処理の再利用水が、シナリオⅠに従ってゴルフコースの灌漑に適用される場合は、三次処理に要求される除去率は、少なくとも95%の時間に対して、 $10^{-4}$ 以下の年間感染リスクとするためには、2.3~4.5-Log 必要である。もし、下水処理の再利用水が、水泳が行われるレクリエーション用水(シナリオⅢ)に利用される場合は、三次処理に要求される除去率は、少なくとも95%の時間に対して、 $10^{-4}$ 以下の年間感染リスクとするためには、3.9~6.1-Logが必要である。

表6-1 年間感染リスク  $10^{-4}$  を95%の信頼性で確保する場合に必要な三次処理施設での腸管系ウイルスの対数除去率

	Scenario I Golf Course Irrigation	Scenario II Crop Irrigation	Scenario III Swimming	Scenario IV Groundwater Recharge
Reliability	95%	95%	95%	95%
OCSD:				
Trickling Filter	3.9	1.5	5.5	0.0
Activate				
d				
Sludge	2.7	0.4	4.3	0.0
Pomona:				
Activate				
d				
Sludge	2.3	0.0	3.9	0.0
MRWPCA:				
Activate				
d				
Sludge	4.5	2.1	6.1	0.0

もし年間感染許容リスクとしては、USEPA が Surface Water Treatment Rule に基づく水道水の許容年間感染リスク  $10^{-4}$  ではなく、第4章で述べたように水浴場で実際起こっていると考えられる  $10^{-2}$ 、また最近、実態的に水道の安全性で妥当であると考えられ始めた  $10^{-3}$  のレベルの3段階を想定した場合、どの程度信頼性が異なるのかを再度計算してみる。

図6-1はOCSDのTFの二次処理水をシナリオI（ゴルフコース灌漑）に適用した場合を例に、年間許容感染リスクを  $10^{-4}$  から  $10^{-3}$  まで1オーダーずつ上げた場合、三次処理での対数除去率と信頼性との関係の変化をみたものである。許容年間感染リスクを、 $10^{-4}$  から1オーダー緩めると、図6-4で示したそれぞれのカーブは左に1-Log ずつ移動することになる。

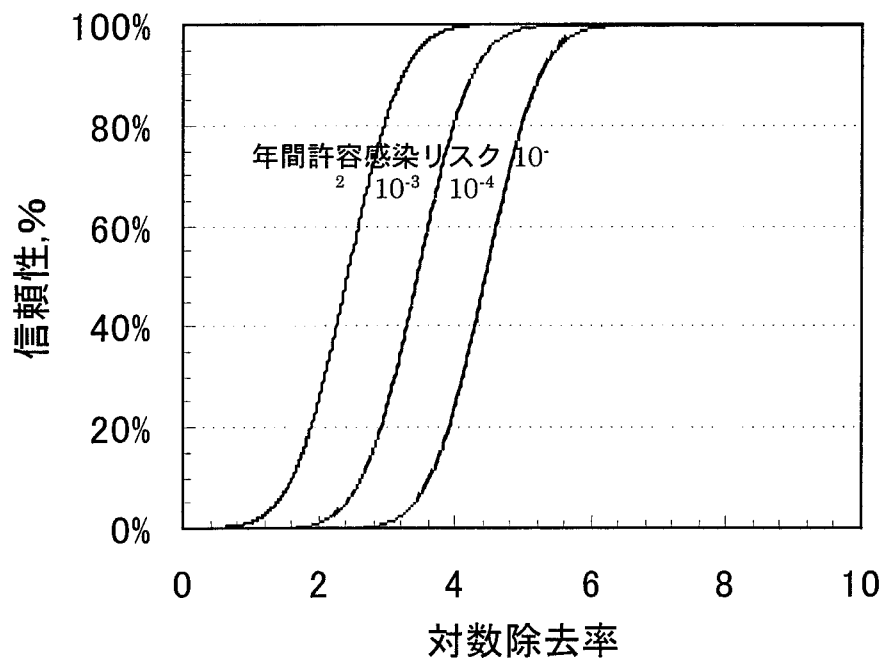


図6-4 OCSD ASを処理してシナリオI（ゴルフコース灌漑）を対象とした場合、年間許容感染リスクを  $10^{-2}$ ,  $10^{-3}$ ,  $10^{-4}$  とした場合の三次処理施設の対数除去率と信頼性の関係

ゴルフコース灌漑であるシナリオIを取り上げて、許容年間感染リスクを95%の信頼性で満足するために必要な再利用施設の除去率を計算してみると、表6-2のようになる。実際にレクリエーションでの水浴で生じているリスクレベル  $10^{-2}$  とすると、その安全性を確保するのに必要な処理レベルは、2.5-Log レベルで良いこととなる。 $10^{-3}$  とすると3.5-Log レベルでよい。

表 6 - 2 ゴルフコース灌漑で  $10^{-2}$ ~ $10^{-4}$  までの許容年間感染リスクを 95%の信頼性で満足するために必要な再利用施設の除去率

二次処理施設の種類	95%の信頼性を満足するために必要な再利用施設での対数除去率 (Log-removal efficiency)		
	$10^{-2}$	$10^{-3}$	$10^{-4}$
許容年間感染リスク			
OCSD 散水濾床法	1.9	2.9	3.9
OCSD 活性汚泥法	0.7	1.7	2.7
Pomona 活性汚泥法	0.3	1.3	2.3
MRWPCA 活性汚泥法	2.5	3.5	4.5

農作物灌漑への利用であるシナリオ II を取り上げて、許容年間感染リスクを 95%の信頼性で満足するために必要な再利用施設の除去率を計算してみると、表 6 - 3 のようになる。リスクレベルを  $10^{-2}$  とすると、その安全性を確保するのに必要な処理レベルは 2.5 - Log レベルで良いこととなる。リスクレベル  $10^{-3}$  とすると、3.5-Log レベルでよい。

表 6 - 3 農作物灌漑への利用で  $10^{-2}$ ~ $10^{-4}$  までの許容年間感染リスクを 95%の信頼性で満足するために必要な再利用施設の除去率

二次処理施設の種類	95%の信頼性を満足するために必要な再利用施設での対数除去率 (Log-removal efficiency)		
	$10^{-2}$	$10^{-3}$	$10^{-4}$
許容年間感染リスク			
OCSD 散水濾床	0.0	0.5	1.5
OCSD 活性汚泥法	0.0	0.0	0.4
Pomona 活性汚泥法	0.0	0.0	0.0
MRWPCA 活性汚泥法	0.1	1.1	2.1

水浴が行われるレクリエーション利用であるシナリオ III を取り上げて、許容年間感染リスクを 95%の信頼性で満足するために必要な再利用施設の除去率を計算してみると、表 6 - 4 のようになる。リスクレベルを  $10^{-2}$  とすると、その安全性を確保するのに必要な処理レベルは 4.1-Log レベルで良いこととなる。リスクレベル  $10^{-3}$  とすると、5.1-Log レベルが必要である。

表 6－4 地下水の人工涵養が行われる利用で  $10^{-2} \sim 10^{-4}$  までの許容年間感染リスクを 95%の信頼性で満足するために必要な再利用施設の除去率

二次処理施設の種類	95%の信頼性を満足するために必要な再利用施設での対数除去率 (Log-removal efficiency)		
	$10^{-2}$	$10^{-3}$	$10^{-4}$
許容年間感染リスク			
OCSO 散水濾床法	3.5	4.5	5.5
OCSO 活性汚泥法	2.3	3.3	4.3
Pomona 活性汚泥法	1.8	2.9	3.9
MRWPCA 活性汚泥法	4.1	5.1	6.1

地下水の人工涵養であるシナリオ IVを取り上げて、許容年間感染リスクを 95%の信頼性で満足するために必要な再利用施設の除去率を計算してみると、表 6－5 のようになる。0.0-Log ではほどのリスクも満足できる。

表 6－5 レクリエーション利用（水浴）が行われる利用で  $10^{-2} \sim 10^{-4}$  までの許容年間感染リスクを 95%の信頼性で満足するために必要な再利用施設の除去率

二次処理施設の種類	95%の信頼性を満足するために必要な再利用施設での対数除去率 (Log-removal efficiency)		
	$10^{-2}$	$10^{-3}$	$10^{-4}$
許容年間感染リスク			
OCSO 散水濾床法	0.0	0.0	0.0
OCSO 活性汚泥法	0.0	0.0	0.0
Pomona 活性汚泥法	0.0	0.0	0.0
MRWPCA 活性汚泥法	0.0	0.0	0.0

#### 6. 4 処理率の変動性を考慮した場合の処理要件の決定法

これまでの議論は、除去率は一定を仮定してきたが、三次処理での変動性を考慮した場合、ある許容年間感染リスクに収まる三次処理の要件を求める方法は、次のようになる。

##### ステップ1

許容年間リスク  $P_a$  に対応するシナリオごとの三次処理水での許容ウイルス濃度  $C_a^*$  を式（4－4）、あるいは式（4－5）から求める。

$$p = \text{Prob} [P \leq P_a] = \text{Prob} [P^* \leq P_a^*] = \text{Prob} [C^* \leq C_a^*] = \text{Prob} [C_t \leq C_a^*/E]$$

(6-2)

## ステップ2

$\log C_t$  は  $N(\mu_s + \mu_r, \sigma_s^2 + \sigma_r^2)$  に従うことから式 (5-6) で述べたように、

$$p = \Phi \left[ \frac{(\log(Ca^*/E) - (\mu_s + \mu_r))}{(\sigma_s^2 + \sigma_r^2)^{1/2}} \right] \quad (6-3)$$

許容年間感染リスク  $Pa$  (例えば  $10^{-4}$ ) を満足する時間確率、つまり信頼性が  $p_0$  であることを要求されている (例えば、95%) ならば、 $\mu_r$  と  $\sigma_r$  は次の条件を満たせばよい。

$$p_0 \geq \Phi \left[ \frac{(\log(Ca^*/E) - (\mu_s + \mu_r))}{(\sigma_s^2 + \sigma_r^2)^{1/2}} \right] \quad (6-4)$$

$$\mu_r \geq \log Ca^* - \log E - \mu_s - (\sigma_s^2 + \sigma_r^2)^{1/2} \Phi^{-1}(p_0) \quad (6-5)$$

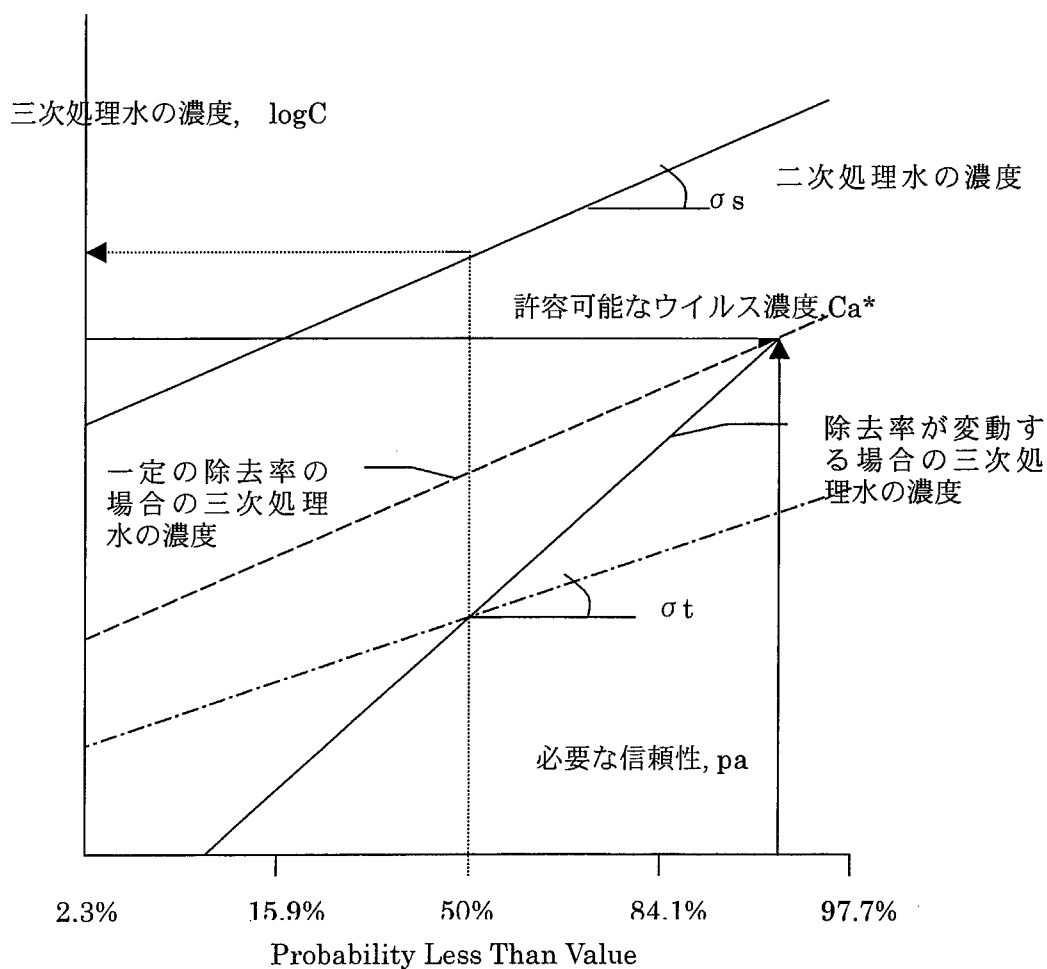


図 6-5 処理性能の変動を考慮した場合の処理要件の決定

### ステップ3

これらを満たす、 $\mu_r$  と  $\sigma_r$  の組み合わせは、各シナリオと二次下水処理水の特性によって決まる。もし、 $Pr=95\%$ 、 $Ca^*=10^{-4}$ 、とし、rotavirus 対象に逆算すると、 $\mu_r$  と  $\sigma_r$  の組み合わせが決められる。

再び、ウイルスの観測値をもとに、これまで議論したカリフォルニア州の4つの下水処理場で、4つの再利用目的ごとに、再利用施設でどのような条件が必要かを計算してみた。必要な対数除去率の変動特性を中央値  $\mu_r$  と標準偏差  $\sigma_r$  で表現すると、図6-5のようになる。ここでは、上から、シナリオ I、II、III を表しており、シナリオ IV は図示している範囲では、全ての範囲満足できるため、曲線は表示されないの以示していない。

各図は、縦軸に三次処理施設の対数除去率の中央値  $\mu_r$ 、横軸が対数除去率の標準偏差  $\sigma_r$  で表したものである。それぞれの図の中のそれぞれの曲線は、凡例の下水処理場の二次処理水4つを示し、この曲線を含む上部の領域が、許容できる対数除去率の中央値  $\mu_r$  と対数除去率の標準偏差  $\sigma_r$  の範囲、つまり処理の変動特性の範囲である。三次処理施設では、対数除去率が対数正規分布に従って変動するが、平均的な処理レベル、つまり  $\mu_r$  を上げれば、変動幅、つまり  $\sigma_r$  がある程度の大きさがあっても、設定する許容水準の信頼性を持たせることが可能である。しかし、 $\mu_r$  が上げられなければ、変動幅、つまり  $\sigma_r$  は小さくする必要があり、より安定した処理機能を持たさなければ、許容水準の信頼性を持たせることができないことを示している。

このことは単に、中央値としての除去率が三次処理で必要あるだけでなく、三次処理としての信頼性も重要であることを意味している。つまり、下水処理要件を下水処理の変動性を考慮して定めることが、下水処理水の再利用のような failure がほとんど許されない、信頼性の高いシステム作りでは重要であることを意味している。

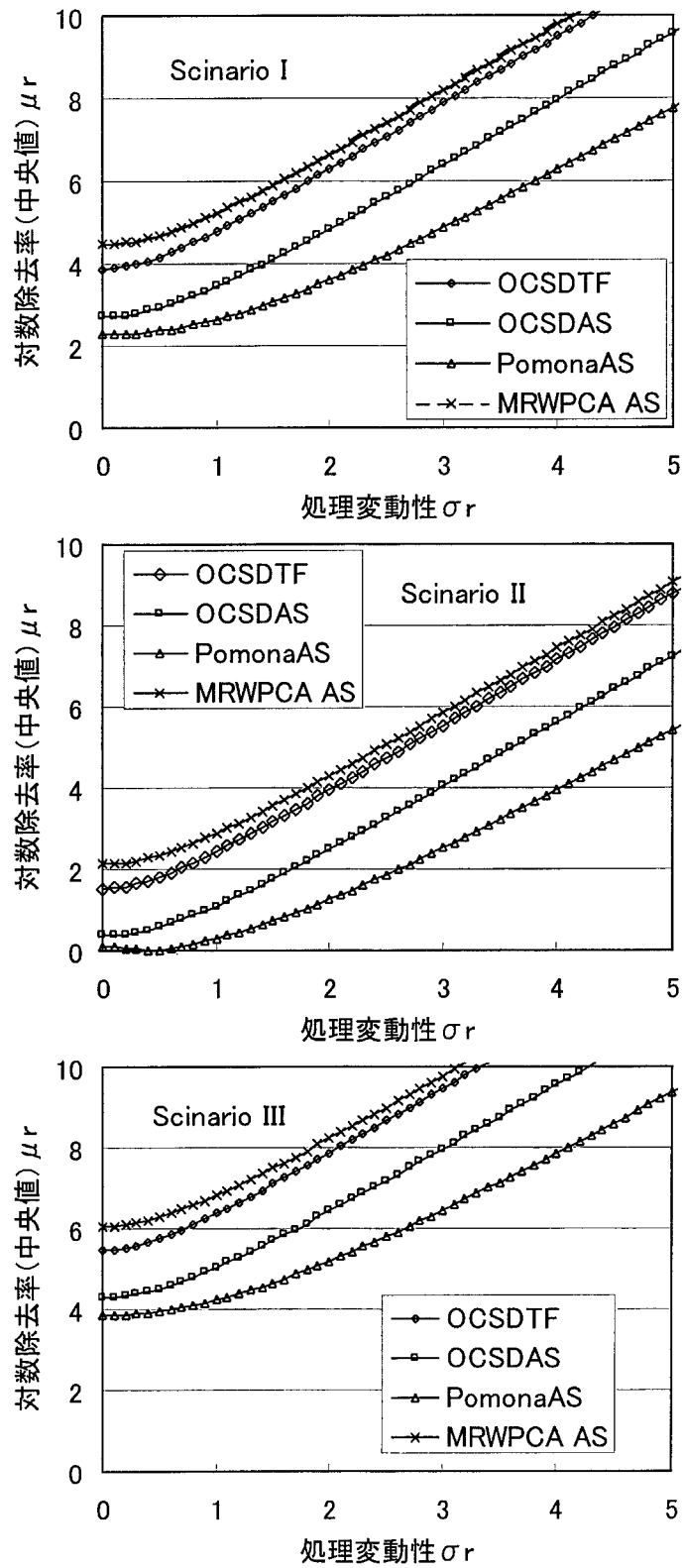


図 6-6  $10^{-4}$ レベルで95%の信頼性を確保するために必要な三次処理施設の処理の変動特性

## 6. 5 衛生学的な水質の安全性を満足するために、必要な下水処理水や再利用水での下水道機能決定の方法

これまで、カリフォルニア州の実測されている4つの下水処理場のデータを元に、カリフォルニア州で最近急速に利用が拡大してきている4つの再利用のシナリオでの、カリフォルニア州下水処理水再利用基準を満足する三次処理施設などを利用した場合の腸管系ウイルスに対する安全性と信頼性の議論を行ってきた。

これまで、提案してきた方法を、より広く活用することが可能である。下水処理場からの放流水が、下流の利水の安全性を確保するためにも、またより一般的な再利用目的にも利用が可能である。さらに、感染に関する定量的な感染リスク評価が可能な病原性原虫や病原性細菌などにも拡張できる。

しかし、我が国においては、下水、河川、湖沼、海域のどの場合でも、病原性微生物に関するモニタリングデータが現実にはほとんどなく、またこれらの病原性微生物の処理施設、あるいは単位操作での除去率は、ほとんどデータがない。ましてや、処理の変動に関してはこれまでのところ皆無に近いと思われる。このため、この節では、これまで提案してきた安全性と信頼性の手法をもとに、変動性をも考慮した下水処理機能の決定方法をより広範囲な分野への利用の視点から整理、提案し、今後、処理機能決定のために必要なデータを計画的に入手するための提案を行う。

### ステップ1 シナリオの決定

下水、下水処理水、再利用水、下水汚泥などに暴露されるシナリオを決定する。  
暴露される人は誰で、どのような過程で暴露されることになるかのプロセスを整理する。  
例えば、

- ・ 合流式下水道の吐き口から放流された下水が、河川に流れ、希釈されて、下流の水道水取水口に入り、浄水処理された後、水道利用者が水道水を飲む
- ・ 下水処理水が、下水処理場から放流され、放流先の海域で拡散し、自然減衰しながら、離れた海水浴場地点まで到達し、水浴場でサーフィンをしているサーファーが海水を飲む
- ・ 下水処理水を河川に放流し、農業利用者が河川水を農業利用するため、河川から取水し、農業用貯水池に一定期間貯めた後、生野菜を作るために灌漑し、収穫され、市場に出された生野菜を消費者が食べる
- ・ 下水処理後、タンクローリーで積み込まれ、街路の樹木に散水される場合、空気中で霧状になった再利用水を散水を担当する作業員が浴びる

誰が、1回当たり、どれだけの水量を、年間どれだけの回数、暴露されるのか？下水処理水が、暴露される人に届くまで、どのくらい希釈され、そのくらいの時間かかって到達



し、その間にどのくらい減衰するか（状況によっては魚介類への濃縮を考える必要がある）などのシナリオを設定する。

## ステップ2 確保すべき安全性と信頼性の設定

衛生学的安全性として、必要と考えられる年間感染レベルを設定する。本来は、利害関係者との合意形成がなされるべき課題であるが、世界で唯一設定されているレベルは、米国水道水での年間 $10^{-4}$ のみであるので、基本的にこの水準を用いることが考えられる。同時に、その水準を満足すべき時間確率である信頼性を設定する。同じく、米国水道水では95%であると想定される。確保すべき年間感染レベルと信頼性は一体のものとして考える必要がある。

## ステップ3 病原性微生物の用量反応の決定

暴露評価する病原性微生物についての、用量反応関係を決定する。また、反応として、感染、疾患、死亡のどの場合を評価するのかを設定し、必要に応じ、病原性微生物ごとの罹患率、死亡率を設定する。基本的には、用量反応関係のデータが多く、影響の最初の段階である感染をもとに安全性の評価を行う。

なお、用量反応関係は、観測されたデータの最確値で推定されているが、不確実性を考慮する場合、推定されるパラメータの上限値を用いればよい。

## ステップ4 下水処理水や再利用水の病原性微生物のモニタリング

下水、下水処理水、再利用水、下水汚泥などに含まれる病原性微生物の存在量とその変動のデータ収集を行う。モニタリングでは、再利用水などでは対象とする病原性微生物の濃度が低く、検出下限を下回ることがある。その場合、検出可能な試料、例えば下水処理水や場合によっては下水そのもののモニタリングを行う。季節、地域、集水区域の背景などにより、下水中の病原性微生物は、大きく異なり、変動している可能性があるため、対象とする下水処理場での病原性微生物のモニタリングを数多く測定し、データ集積を図る。次に、病原性微生物の存在濃度の統計モデルが推定できるようにデータ解析を行い、適切な統計モデルを選定する。

## ステップ5 三次処理施設の除去率とその変動性の決定

消毒、あるいは様々な三次処理プロセスを付加する場合に、施設に関する生物の除去機能とその変動性を調査しておく。三次処理水の流入水と処理水に病原性微生物の検出できる十分な濃度があれば、除去率を繰り返し測定し、除去率の変動性を統計解析する。もし、検出に十分な病原性微生物濃度がない場合、処理水でも検出が可能な程、三次処理施設の流入水に病原性微生物を添加し、繰り返し除去率を測定する。

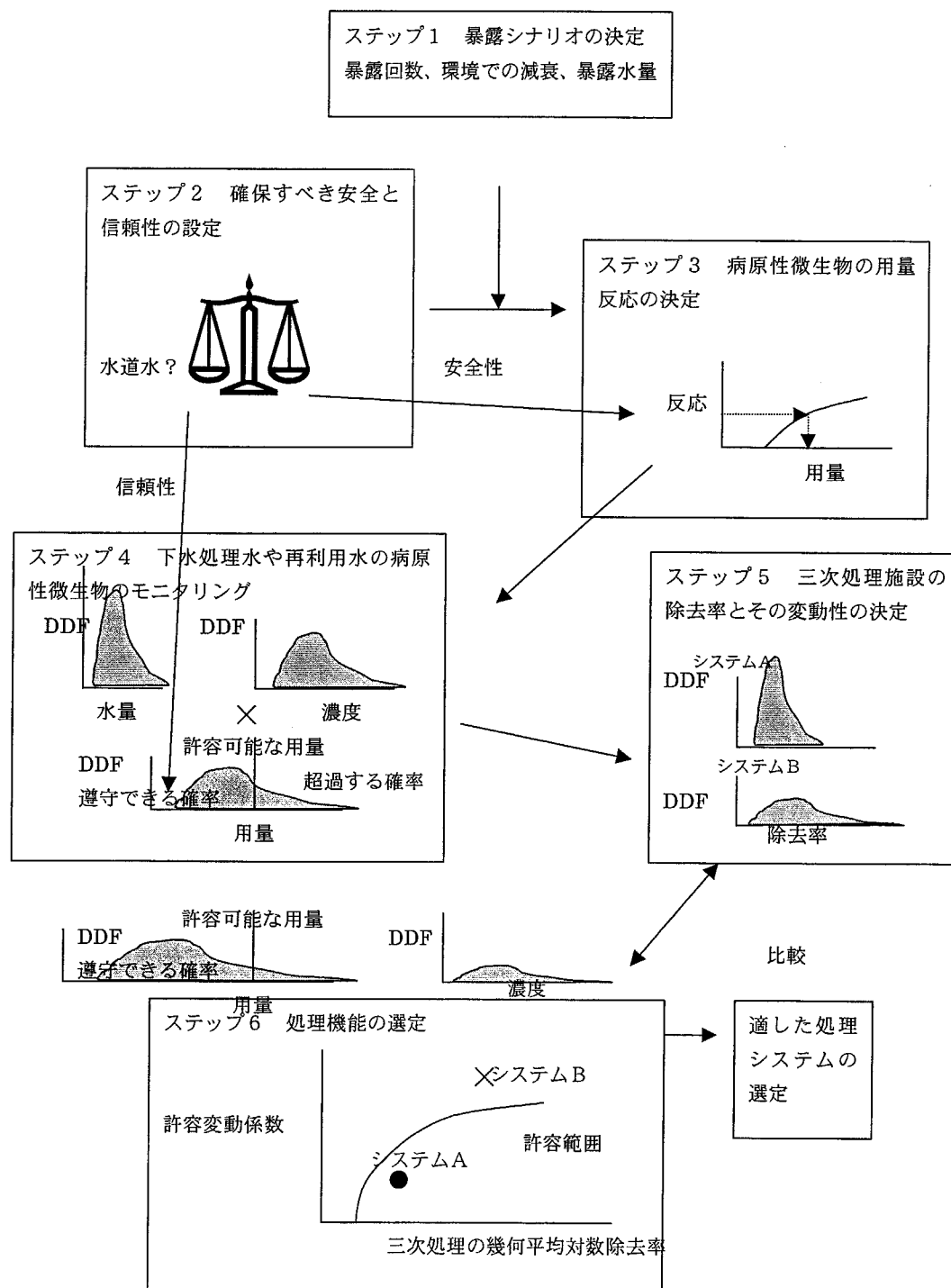


図6-7 水質学的安全性と信頼性を考慮した下水処理機能の計画手順の概要

## ステップ6 与えられた安全性・信頼性を満たす三次処理施設の選定

下水処理水再利用が、設定された確保すべき安全性と信頼性を確保するために、必要な処理施設の処理機能の条件を求める。これから、許容できる対数除去率の幾何平均とその標準偏差から求めた変動係数の範囲を満足できる、ステップ5の解析結果に基づく三次処理施設を選定すればよい。

## 6. 6 結 語

本章では、4章で示した安全性と信頼性を考慮し、米国の水道水並に下水処理水再利用の三次処理施設の処理機能要件を求める方法を検討し、第5章と同じカリフォルニア州でデータを用いて事例研究を行った。また、下水処理水再利用だけでなく、より広く利用する方法に一般化した。本章で得られた知見は次の通りである。

- (1) ゴルフコース灌漑、農作物灌漑、水浴を前提としたレクリエーション利用、地下水の人工涵養を目的とした下水処理水再利用で、仮にカリフォルニア州で観測された4つの下水処理場の二次処理水を用いる場合、再利用施設での三次処理水の除去率を変化させると、下水処理水再利用の信頼性は向上していく。信頼性の条件を設定すると、その確保に必要な三次処理の条件を図上で求めることが可能である。また、それに対応する三次処理プロセスも既存資料からおおむね見当をつけることは可能である。設定した三次処理での除去率が変動することがある場合、信頼性の低下が敏感に生じる除去率の範囲がある。
- (2) ある下水処理水再利用のシナリオが設定でき、対数正規分布する二次処理水のウイルス濃度の特性が分かっている場合、下水処理水再利用の許容年間感染リスクに対して確保すべき信頼性を設定すると、その条件を満足する三次処理施設の対数除去率が変動をしない場合の必要な対数除去率は、式(6-1)で求めることができる。
- (3) この方法で、下水処理水再利用の安全性を米国水道供給施設と同等と考えられる $10^{-4}$ の年間感染リスクを95%の信頼性で確保するためには、ケーススタディーで使用する二次処理水を用いる場合、三次処理に要求される腸管系ウイルスの対数除去率は、次のようになる。
  - ① ゴルフコースの灌漑に対して、 $2.3 \sim 4.5 - \text{Log}$
  - ② 農作物の灌漑に対しては、 $0.0 \sim 2.1 - \text{Log}$
  - ③ 水泳が行われるレクリエーション用水に対しては、 $3.9 \sim 6.1 - \text{Log}$
  - ④ 地下水涵養に対しては、 $0.0 - \text{Log}$
- (4) 水処理水再利用の安全性を年間感染リスクの許容値 $10^{-4}$ を $10^{-3}$ ,  $10^{-2}$ と1オーダーずつ上昇させると95%の信頼性で確保するために、三次処理に要求される除去率

は、1-Log ずつ低下させてもよい。

- (5) 処理機能の変動性を考慮して、下水処理水や再利用水の安全性と信頼性を満足する処理要件を求める方法を明らかにした。この方法に基づき、これまでの下水処理水再利用の安全性を米国水道供給施設と同等と考えられる  $10^{-4}$  の年間感染リスクを95%の信頼性で確保するためには、ケーススタディーで使用した二次処理水を用いる場合、三次処理に要求される腸管系ウイルスの除去率の条件として、幾何平均と標準偏差で表すことができた。変動性が大きくなると、信頼性を維持するためには、中央値として三次処理の対数除去率を高める必要がある。
- (6) 処理機能の変動性を考慮して、下水処理水や再利用水の安全性と信頼性を満足する処理要件を求める方法を明らかにした。現時点では、本研究で対象とした腸管系ウイルス、原虫などの病原性微生物の変動性を考慮したモニタリングデータ、処理施設あるいは単位操作での除去率およびその変動性、環境での減衰（あるいは濃縮）などの情報はほとんどとらえられていない。従って、本研究で提案した手順に従って、データの収集と計画立案が必要と考えられる。
- (7) 今後我が国においてこのような考え方から、衛生学的な安全性を考慮した、下水処理、再利用、合流式下水道処理対策などの計画・設計に役立てられるものとする。また、処理施設の計画・設計に当たって、本研究で議論を行ったような処理の failure が直ちに、健康被害を生じる場合がありうる時には、処理性能の安定性、変動性への定量的な考慮を行うことが重要であることが分かった。

## 6. 7 参考文献

Bitton, G. (1980) *Introduction to environmental virology*. John-Wiley & Sons, New York, N.Y.

Leong, L.Y.C. (1983) Removal and inactivation of viruses by treatment processes for potable water and wastewater-A review. *Wat. Sci. Tech.* **15**, Capetown, pp.91-114.

Tanaka, H., T. Asano, E.D. Schoreder, and g. Tchbanoglous (1993) Estimating the reliability of wastewater reclamation and reuse using enteric virus monitoring data, *Proceedings of 66<sup>th</sup> Annual Conference & Exposition*, Anaheim, CA, Oct. 3-7, AC93-034-001.

Tanaka, H., T. Asano, E.D. Schoreder, and g. Tchbanoglous (1998) Estimating the safety of wastewater reclamation and reuse using enteric virus monitoring data, *Water Environ. Res.*, **70**, 1, 39-51.

田中宏明,T.Asano(1997)信頼性理論に基づく下水処理水再利用での水系感染に対する安全性評価方法, 第52回土木学会年次学術講演会概要集,第7部門, 40-41.

## 第7章 結 論

本研究によって次のことが明らかにされた。

第2章では、先進国においても水道水源やレクリエーション水域での病原性微生物の汚染による感染が発生しており、今後、下水処理水の放流量や下水処理水再利用が増加による下水処理水への一般市民の接触が増加することが予想されるため、特に下水処理水の放流先の水利用や市民が接触する機会がある再利用での水系感染微生物の管理は重要性となることを述べた。極めて低い用量で感染を起こし、浄水処理や下水処理での削減率、環境での減衰率が小さく、細菌を用いた指標生物と挙動が大きく異なる場合があり、直接その存在をモニタリングすることが困難なため、水系感染微生物の中で、特に腸管系ウイルスは、病原性原虫とともに、先進国では脅威となっている。

日米の水域、排水、下水処理水再利用の病原性微生物基準は、主として水浴が行われるレクリエーションで病原性細菌から受ける健康被害を避けるため、大腸菌群数等による指標細菌での基準設定がほとんどであり、腸管系ウイルスや原虫を指標とする基準は、米国でもアリゾナ州だけであった。しかし、カリフォルニア州のように、腸管系ウイルスに対するバリアーとして経験的に必要な三次処理施設の基準を設けている場合があった。このため、腸管系ウイルスや原虫を水質管理するための下水処理、あるいは再利用施設での処理機能を科学的に設定することが重要な研究課題と思われた。これまでの研究では、下水や下水処理水中の腸管系ウイルスの濃度は、著しく異なり、また下水処理過程での除去の実態も、大きな幅があることが分かった。

第3章は、下水処理や再利用で、腸管系ウイルスに関する基準が必ずしも十分ではないく、排水や再利用の水質基準や三次処理での機能設定に当たって、病原性微生物からの定量的なリスク解析が不十分であることから、病原性微生物の感染リスクの定量的評価方法を検討した。この結果、1980年代から、化学物質と同様に、個々の病原性微生物からの感染、疾患のリスクを評価するための数理モデルが開発されており、ウイルスや原虫からの感染リスクを推定することが可能であることが分かった。

また、病原性微生物による感染リスクは、暴露が1回1回が独立と考えられ、暴露される病原性微生物の用量に変動がある場合、変動は推定に大きな影響を及ぼすと推察された。これまで、数は少ないながら、上下水道分野での病原性微生物による感染リスクの評価が研究されているが、病原性微生物の濃度変化や得られたリスクの相対的安全性を扱った研究はほとんどないことが明らかになった。病原性微生物のリスクの評価に基づいた処理基準の設定が、米国の水道で唯一試みられたが、これまで下水処理水や再利用水で定量的なリスク評価手法を用いた処理機能に関する研究は見られなかった。本研究ではこれまでの研究事例を整理し、暴露対象、暴露頻度、処理や環境での変化を考慮して、下水処理水や再利用水の病原性微生物に対するリスク評価の手順を体系的に示した。

第4章は、腸管系ウイルス濃度が大きく変動すると予想される下水処理水や再利用水での安全性を評価する方法を2つ提案した。第一は、信頼性という概念を用いるもので、下水処理水や再利用水に含まれる病原性微生物から生じる1回の暴露による感染リスクが、年間での許容可能な感染リスクを設定した場合、それに相当する1回の暴露による感染リスクを越えない時間の確率として定義するものである。もう一つは、変動するウイルス濃度に対応して生じる年間感染リスクの分布をモンテカルロ法で推定し、その期待値、あるいは95%の上限値として評価する方法である。この方法は、年間を通してみるとどの程度の感染リスクとなるのかをとらえられるが、シミュレートに手間を要する。

これまで、許容可能な年間感染リスクとして定められている唯一の例は、米国環境保護庁が提案した、表流水を取水する水道供給施設での Surface Water Treatment Rule(表流水処理規則)であり、年間人口1万人あたり1人の感染は、許容可能であると示されている。浄水の濁度の基準値を5%の時間越えてはならないとされていることから、米国水道施設での信頼性は95%と想定できることが分かった。本研究では、基本的に一般市民が下水処理水や再利用水に接触する場合を考え、米国水道水と同等の許容年間感染リスクである $10^{-4}$ で、信頼性で95%が必要であると想定した。

第5章は、まず、カリフォルニア州の4つの下水処理場の二次処理水をモニタリングしたデータを統計解析した。この結果、4つの下水処理場の二次処理水の腸管系ウイルス濃度は、対数正規分布に従うこと、同一処理場での変動幅が極めて大きく、第95百分位数は、第50百分位数に比べて、10から $10^4$ 倍と非常に大きくなることが分かった。また、下水処理場の間でも、第95百分位数で、1から60vu/Lの範囲、第90百分位数では、0.3から30vu/Lの範囲と大きく異なっていた。このため、観測された平均的状況に基づいたリスク評価では不十分であり、第4章で提案した方法による評価が必要であることが分かった。

次に、カリフォルニア州下水処理水再利用基準を満足する full treatment あるいは contact filtration と呼ばれる三次処理施設で再利用する場合、カリフォルニア州で実際に行われている、一般市民が接触する可能性のあるゴルフコース灌漑、農作物灌漑、水泳が行われるレクリエーション用水、地下水の人工涵養の4つの再利用シナリオの安全性と信頼性の評価を実施した。

信頼性に基づく評価の結果、カリフォルニア州の下水処理水再利用基準に従うこの三次処理施設を使ったゴルフコースの灌漑、農作物の灌漑、地下水の人工涵養への下水処理水再利用は、米国の水道水と同等の信頼性があると判定されたが、水泳が行われるレクリエーション用水への利用は、必ずしも同等の信頼性があるとはいえなかった。Monte Carlo 法を利用した年間感染リスクの評価の結果は、期待値を使っても、95%上限値を使っても、カリフォルニア州下水処理水再利用基準 Title22 に従うこの三次処理施設は、ゴルフコースの灌漑、農作物の灌漑、地下水の人工涵養への下水処理水再利用が、米国の水道水と同等の安全性を持つと判定されたが、水泳が行われるレクリエーション用水への利用は、

同等の安全性があるとは判定できなかった。

処理レベルを変えて判定を行った場合も含め、設定したシナリオでの下水処理水再利用が、米国の水道供給施設の利用と同程度に安全か否かの判定は、信頼性に基づく方法でも、年間感染リスクの期待値による方法でも、ほぼ同じ結果となる。このため、より簡単に推定できる信頼性に基づく判定方法は、安全性を判断するのに便利である。

Pomona Virus 研究から、三次処理での腸管系ウイルスの対数除去率は、正規分布に従って変動することが分かったが、この場合も、三次処理水のウイルス濃度は、より広い分布を持つ対数正規分布になると考察され、下水処理水再利用の信頼性は、一定の除去率を考慮する場合よりも小さくなった。この効果を考慮した場合、カリフォルニア州の下水処理水再利用基準で規定されているこの三次処理施設を用いた下水処理水再利用は、信頼性による評価を行った場合、農作物の灌漑と地下水の人工涵養への利用は、米国の水道水で想定される同程度であるが、ゴルフコースの灌漑とレクリエーション用水(水泳)の用途には、必ずしも同程度に安全とはならなかった。

第6章は、下水処理水と再利用水の安全性と信頼性を確保するために必要な、下水処理機能の計画方法を開発した。まず、カリフォルニア州で観測された下水処理場の二次処理水中のウイルス濃度のデータをもとに、三次処理施設の除去率が変化した場合に及ぼす信頼性への影響、米国の水道水、あるいは、レクリエーションで実際に生じているリスクレベルを条件に、三次処理機能を計画する考え方を提案した。さらに処理機能の要件として平均的な除去率のほか、処理の変動性を考慮した条件を提案した。

ゴルフコース灌漑、農作物灌漑、水浴を前提としたレクリエーション利用、地下水の人工涵養を目的とした下水処理水再利用で、仮にカリフォルニア州で観測された4つの下水処理場の二次処理水を用いる場合、再利用施設での三次処理水の除去率を変化させると、下水処理水再利用の信頼性は向上していくが、設定した三次処理での除去率が変動する場合に、信頼性へ影響が鋭敏に起こる除去率の範囲があることから、処理変化に対する冗長性を配慮することも重要であることが明らかとなった。また、安全性と信頼性の条件を設定すると、その確保に必要な三次処理の処理機能の決定方法を提案した。

もし、処理の変動性を無視した場合には、下水処理水再利用の安全性を米国水道供給施設と同等と考えられる  $10^{-4}$  の年間感染リスクを 95% の信頼性で確保するためには、前と同じゴルフコース灌漑、農作物灌漑、水浴を前提としたレクリエーション利用、地下水の人工涵養を目的とした下水処理水再利用で、三次処理に要求される腸管系ウイルスの対数除去率を検討した。この結果、水泳が行われるレクリエーション用水、ゴルフコースの灌漑利用、農作物の灌漑利用、地下水の人工涵養の順に高い機能が必要であることが判明した。特に、水泳が行われるレクリエーション用水利用では、 $3.9 \sim 6.1 - \text{Log}$  の対数除去率が必要である。しかし、地下水の人工涵養に対しては、二次処理水のままでも問題は生じない。また、水処理水再利用の安全性を年間感染リスクの許容値を  $10^{-4}$  から  $10^{-3}$ ,  $10^{-2}$  と 1 オーダーずつ緩めると、95% の信頼性で確保するために三次処理に要求される対数除去率は、1

－Log ずつ低下させてもよいことが分かった。

処理性の変動を考慮して、下水処理水や再利用水の安全性と信頼性を満足するために必要な処理機能を求める方法を明らかにした。この方法では、三次処理に要求される腸管系ウイルスの除去率の分布を、その幾何平均と変動係数で表すことができ、変動性が大きくなると、当然三次処理の対数除去率を高める必要がある。

現時点では、我が国では本研究で対象とした腸管系ウイルス、原虫などの病原性微生物の下水や処理水の変動性を考慮したモニタリングデータ、処理施設あるいは単位操作での除去率およびその変動性、環境での減衰（あるいは濃縮）などの情報はほとんどとらえられていない。従って、本研究で提案した手順に従って、データの収集と計画立案が必要と考えられる。

今後、我が国において衛生学的な水質の安全性を考慮して、下水処理、再利用、合流式下水道処理対策などを推進することが必要となる。この際、必要な安全性の水準、処理能力としての信頼性の水準を関係者から広く意見を聞いて定める必要がある。もし、安全性、信頼性の水準が定められる場合は、本研究で提示した方法に従って、処理機能を計画し、施設設計に反映することに役立てられるものと考えられる。



## 付録－１ 腸管系ウイルスのデータベースの対象となる下水処理場の詳細

### A1.1 Water Factory 21 (WF 21) (McCarty *et al.*, 1978, 1980, 1982; Asano *et al.*, 1990, 1992).

1978年まで二次処理施設として散水ろ床が運転されていたが、1978年に、活性汚泥法に切り替えられた。WF 21はオレンジ郡の都市下水処理場の未消毒二次処理水0.66 m<sup>3</sup>/sを、再処理するために高度処理施設が設けられている。汚泥の recalcining を付けた石灰沈殿処理、エアーストリッピング、recarbonation、前塩素処理、複合ろ材を用いた濾過、前塩素処理、再生粒状活性炭（GAC）吸着、最終塩素処理、逆浸透膜による塩分除去からなっている（McCarty *et al.*, 1982）。ウイルス試験用のサンプルは三次処理施設の入り口、つまり二次処理水で採水されている。ウイルスの濃縮方法は表 A-1 で示されているが、時期によって少し検出限界が異なっている。最終的に濃縮された腸管系ウイルスの濃度試料は、Buffalo Green Monkey の肝細胞を用いた細胞列試験（BGM）、あるいは Primary African Green Monkey の肝細胞列（PAG）を用いたプラーク試験で検出されている（McCarty *et al.*, 1978）。

### A1.2 Pomona Virus Study (Dryden *et al.*, 1979; Parkhurst *et al.*, 1977)

Pomona Virus Study では、Los Angeles 郡の都市下水処理場の未消毒二次処理水を再処理するため4種類の高度処理施設が設計された。A系（10mgd）は150mg/Lのアラム注入した急速混合処理、1時間の凝集処理、沈殿、二層濾過、塩素あるいはオゾン消毒から成っている。システムB（10mgd）は、5mg/Lのアラム注入の急速攪拌、0.06mg/Lの非イオン系ポリマー注入の二層濾過、遊離塩素を残した塩素接触から成っている。C系は（10mgd）、活性炭吸着（ろ過）、塩素あるいはオゾン消毒、さらに仕上げのための活性炭吸着から成っている。D系（1.5mgd）は、5mg/Lの低用量のアラム注入、0.06mg/L非イオンポリマー添加の二層濾過、遊離塩素を残した塩素接触から成っている。Pomona 水再生処理場では、A,B,Cの系の前段では、硝化抑制型活性汚泥法で処理された、D系9前段では硝化促進型活性汚泥法で処理されている（Parkhurst, 1977）。ウイルス試験用には、未消毒二次処理水と、三次処理後の処理水が採取された。試験にかけたサンプル量は、二次処理水については20ガロン、三次処理水については100ガロンであった。

この研究では、三次処理のウイルス処理機能を評価するため、検出下限値を上昇させる必要があり、poliovirusを用いた添加実験も行われている。

### A1.3 Monterey Study (Engineering-Science, 1987; Seikh, 1990)

Castroville 下水処理場は、処理能力が1500m<sup>3</sup>/日で、二次処理施設に完全混合型活性汚泥法を用いている。Monterey Studyでの再利用処理施設は、2系統からなり、カリフ

オルニア州下水処理再利用基準 Title 22 を満足する処理施設で、一系統は、高用量(50 から 200mg/L)のアラムとポリマー (0.2mg/L) を注入した凝集、沈殿、濾過、塩素消毒から成っている。もう一系統は、低用量 (0 から 15 mg/L) のアラムとポリマー (0 から 0.18mg/L) を添加した急速攪拌、二層濾過、塩素消毒から成っている。ウイルスのプラーク試験は、Buffalo Green Monkey (BGM) の肝細胞を用いている。

#### A1.4 参考文献

Asano, T. and R. Sakaji (1990) Virus risk analysis in wastewater reclamation and reuse In *Chemical Water and wastewater treatment*, H.H. Hahn and R. Klute (Eds.), Springer Verlag, pp.483-496.

Asano, T., L. Y. C. Leong, M. G. Rigby, and R.H. Sakaji (1992) Evaluation of the California wastewater reclamation criteria using enteric virus monitoring data. *Proceedings of IAWPRC, 16th Biennial Conf. and Exhib.*, Washington D.C.

Dryden, F. D. *et al.* (1979) Virus removal in advanced wastewater treatment systems. *Journal WPCF* **51** No.8, pp.2098-2109.

Engineering-Science (1987) *Monterey wastewater reclamation study for agriculture: Final report (prepared for Monterey Regional Water Pollution Control Agency)*. Engineering-Science, Berkeley, CA.

McCarty, P. L., M. Reinhard, C. Dolce, H. Nguyen, and D. G. Argo (1978) *Water Factory 21: Reclaimed water, volatile organics, virus, and treatment performance*. U.S.EPA, EPA-600/2-78-076, Cincinnati, Ohio.

Parkhurst, J. D. (1977) *Pomona virus study, Final report*. California water resources control board, Sacramento, CA.

Sheikh, B. *et al.* (1990) Monterey wastewater reclamation study for agriculture. *Research Journal WPCF*. **62**, No.3, pp.216-226.

## 付録－２ 回帰分析を用いた定数性分布のパラメータ推定

二次処理水で測定されたウイルス濃度を対数正規確率紙上にプロットしたものから回帰分析を用いてパラメータを推定する。分析の第一のステップは、測定されたデータを降順に並べ替えて、時間的に出現する確率を計算することである。大きさNのランダムサンプルで小さい方からi番目の値が、 $X(i)$ である時、累積確率 $F^*(X(i))$ はトーマスプロットを用いると次のように書ける。

$$F^*(X(i)) = i / (N + 1) \quad (A2-1)$$

McCarty *et al.*(1982)は、A2-1 を修正した次の式を用いた。

$$F^*(X(i)) = (i - 3/8) / (N + 1/4) \quad (A2-1)$$

サンプルサイズが大きいときは、両者の差は無視できるくらい小さいので、本研究では出現確率（経験的な累積確率）は式(A2-1)を用いて計算する。

回帰分析の次のステップは、 $X(i)$ と $F^*(X(i))$ の関係が線形となるように変換する。線形化する方法の一つは、対数正規確率紙上にプロットすることであり、次のような手順をとる。

- 1)  $X(i)$ の常用対数を取り、 $F^*(X(i))$ を正規関数の逆関数に変換する。
- 2) 測定値から $(\log_{10} X(i))$ 、 $Z = \Phi^{-1}(F^*(X(i)))$ を、 $Z$ と $\log_{10} X(i)$ を軸とする図上にプロットする。
- 3) グラフ上で回帰直線を引き、 $\log_{10} X(i)$ の軸との切片と傾きを求めると、変数 $X(i)$ の対数スケールの正規分布の $\mu$ と $\sigma$ を与える。
- 4)  $\mu$ と $\sigma$ の逆対数を取る。この値が対数正規分布の $m$ と $s$ を与える。

正規度 $Z$ は、次の式で定義される。

$$Z = (X - \mu) / \sigma \quad (A2-3)$$

$F^*(X)$ が正規分布の累積密度関数とすると、次の式のように表現できる。

$$\begin{aligned} F^*(x) &= P[X \leq x] = P[(X - \mu) / \sigma \leq (x - \mu) / \sigma] \\ &= P[Z \leq z] = \Phi(z) \end{aligned} \quad (A2-4)$$

ここで、 $\Phi(z)$ は標準正規分布関数、つまり $N(0, 1)$ の累積密度関数である。

従って、 $Z$ は逆に次のように表現できる。

$$Z = \Phi^{-1} (F^* (x)) \quad (A2-5)$$

つまり、 $Z$ は $F^* (X)$ で与えられる値の標準正規分布の逆関数となる。 $Z = 0$ は $F^* (X) = 0.5$ で、 $Z = 1$ は $0.84$ である。正規度の代わりに $Y = Z + 5$ はプロビットと呼ばれ、 $Y = 5$ のとき、 $F^* (X) = 0.5$ となる(Aitchison, 1957)。従って、 $Z$ と正規分布の累積密度関数の逆関数 $\Phi^{-1} (Z)$ を軸とする図上にプロットすると標準正規分布は原点を通る傾き1の直線となる。もし、 $X$ と $\Phi^{-1} (Z)$ を軸とした図上でプロットすると、正規分布に従う場合、 $X$ と $\Phi^{-1} (Z)$ のプロットもまた、切片が $\mu$ 、傾きが $\sigma$ の直線となる。経験的累積確率分布が、正確に正規分布に従う場合、プロットは直線上に並ぶので、切片と傾きは平均と標準偏差を与える。変数 $X$ が対数正規分布に従う場合、 $\text{Log}_{10} X$ として変換された変数は正規分布に従う。従って、横軸が $X$ の対数で、縦軸が $\Phi^{-1} (Z)$ の場合、対数正規分布に従う経験的確率密度関数の場合、切片が $\mu$ （対数正規分布そのもののではなく、正規分布の平均）と $\sigma$ （対数正規分布の標準偏差ではなく、正規分布に標準偏差）の直線上に並ぶ。

#### 参考文献

Aitchison, J. and J. A. C. Brown (1957) *The lognormal distribution with special reference to its uses in economics*. The Syndics of the Cambridge University Press, London, England.

### 付録－3 Kolmogrov-Smirnov 適合検定

Kolmogrov-Smirnov (K-S) は、仮定した累積確率密度関数が、観測された累積ヒストグラム、つまり経験的累積確率密度関数に適合しているかどうかを調べる方法を開発した。Benjamin *et al.*(1970)は、次のように解説している。

$X_1, X_2, \dots, X_n$  をサンプルサイズが  $n$  で、小さい方から 1 番目、2 番目、 $\dots$ 、 $n$  番目に観測された値とし、 $F^*(x)$  を経験的 CDF とし、 $F(x)$  を推定（あるいは仮定）した CDF、 $D$  を  $F(x)$  と  $F^*(x)$  の間の相違の最大のものの絶対値とする時、

$$D = \max_{i=1}^n [ |F^*(X_i) - F(X_i)| ] \quad (A3-1)$$

と書ける。このサンプル統計  $D$  は、パラメーター  $n$  にだけ依存することが知られており、ある有意水準での仮説検定は、ある極限值  $c$  によって実施することができる。仮説として、

$H_0$  :  $X$  はある特別な分布を持つ

とすると、もし  $D \leq c$  ならばこの仮説は許容できる。 $c$  の値は極限統計値、あるいは Kolmogrov-Smirnov 統計値 (K-S 値) と呼ばれ、表 A3-1 で与えられる。

もし信頼度として  $\alpha$  を選択すると、CDF の信頼区間は次のように与えられる。

$$\begin{aligned} P[F^*(X) \leq F_u(X)] &= P[F^*(X) \leq F(X) + c] \\ &= 1 - \alpha \text{ の上限} \end{aligned} \quad (A3-2)$$

$$\begin{aligned} P[F^*(X) \leq F_u(X)] &= P[F^*(X) \leq F(X) + c] \\ &= 1 - \alpha \text{ の下限} \end{aligned} \quad (A3-3)$$

ここで  $c$  は、信頼度  $\alpha$  での極限統計値、つまり Kolmogrov-Smirnov 統計値 (Benjamin, 1970; Bedient *et al.*, 1988; Hogg, 1988)。(1 - 2 $\alpha$ ) パーセントの信頼限界は  $F^*(X)$  に関して次のように与えられる。

$$P[F(X) - c \leq F^*(X) \leq F(X) + c] = 1 - 2\alpha$$

### 参考文献

Bedient, P. B. and W. C. Huber (1988) *Hydrology and floodplain analysis*. Addison-Wesley Publishing Company, Reading, MA.

Benjamin, J. R. and C. A. Cornell (1970) *Probability, statistics, and decision for civil engineers*. McGraw-Hill Book Company, New York, NY.

Hogg, R. V. and E. A. Tanis (1988) *Probability and statistical inference, 3rd edition*. Macmillan Publishing Company, New York, NY.

表 A3-1 ある信頼レベル  $\alpha$  とサンプルサイズ  $n$  に対する極限統計値  $c$  (K-S 値)

サンプルサイズ $n$	信頼度 $\alpha$ に対する K-S 値 (極限值) $c$		
	$\alpha = 0.1$ (10%)	$\alpha = 0.05$ (5%)	$\alpha = 0.01$ (1%)
5	0.51	0.56	0.67
10	0.37	0.41	0.49
15	0.3	0.34	0.40
20	0.26	0.29	0.35
25	0.24	0.26	0.32
30	0.22	0.24	0.29
40	0.19	0.21	0.25
大きい $n$	$1.22/\sqrt{n}$	$1.36/\sqrt{n}$	$1.63/\sqrt{n}$

## 付録－４ 事例研究のシナリオの詳細

### シナリオ１

はじめのシナリオは、ゴルフコースでの散水利用に関するリスクアセスメントに基づいている。ある人が、下水処理水をグリーン、フェアウエーの散水、ウオーターハザードなどに下水処理水を再利用しているゴルフコースで、週に２回ゴルフを行うものとする。最後のゴルファーがラウンドを終わった後で散水を行うが、ゴルフプレーヤーは、濡れた芝、ボールなどにさわる可能性がある。プレーヤーは、１日前にスプレー式でまかれた下水処理水の再利用水を１ｍＬ摂取する可能性があるものとし、病原性微生物はスプレー散布後、１次反応的に減衰するものとする。減衰係数は、腸管系ウイルスを農作物に散布した場合に、実測された値の０．６９／日（ｅベース）である。

### シナリオ２

第２のシナリオは、農作物の散水に基づいている。リスクを受けるものは、農作物を生で食べる消費者である。農作物を生で食べる日の２週間前まで、再利用水を灌漑していたものとし、農作物を毎日食べるため、１日に１０ｍＬの再利用水を摂取するとする(Asano *et al.*, 1990, 1992)。

### シナリオ３

第３のシナリオは、水浴が行われているレクリエーション利用に基づいている。再利用水が希釈用量のない河川に放流されており、水浴が行われている地点に無視できるくらい短い時間で達する。夏期に２０日間、週に２回河川で水浴し、１日の水浴で１００ｍＬの水を飲むと仮定する(Haas, 1983; Asano *et al.*, 1992)。

### シナリオ４

第４のシナリオは、地下水の人工涵養に基づく。再利用水が地表に散布され、不飽和層を浸透し、飲料水源となる地下水層に浸透する。再利用水に含まれる病原性微生物は、地下浸透中に次の式に基づいて除去されていく (Hultquits *et al.*, 1991; Asano *et al.*, 1992)。

$$f = C / C_0 = 10^{-0.007L}$$

ここで、 $f$  は浸透後残留する病原性微生物のフラクション

$C_0$  は浸透する前の病原性微生物の初期濃度

$C$  は浸透後の病原性微生物濃度

$L$  は不飽和層の厚み（ｃｍ）

地下水層は、降雨など他の汚染を受けていない水源によって、元の再利用水は半分に希釈されるが、飲料水用には浄水処理されていないと仮定する。

## 参考文献

- Asano, T. and R. Sakaji (1990) Virus risk analysis in wastewater reclamation and reuse In *Chemical Water and wastewater treatment*, H.H. Hahn and R. Klute (Eds.), Springer Verlag, pp.483-496.
- Asano, T., L. Y. C. Leong, M. G. Rigby, and R.H. Sakaji (1992) Evaluation of the California wastewater reclamation criteria using enteric virus monitoring data. *Proceedings of LAWPRC, 16th Biennial Conf. and Exhib.*, Washington D.C.
- Haas, C. (1983) Effect of effluent disinfection on risks of viral disease transmission via recreational water exposure. *Journal of Water Pollution Control Federation*, **55**, No.8, pp. 1111.
- Hultquist, R. H., R. H. Sakaji, and T. Asano (1991) Proposed California regulations for groundwater recharge with reclaimed municipal wastewater. *Proc. of the ASCE 1991 National Conf. on Env. Engr.*, Reno, NV.



## 付録－5 モンテカルロ法

### A.5.1 一様分布する乱数の発生

Newman *et al.*(1971)は、コンピュータで乱数を発生する多くの方法を要約している。その中で、次の方法が多く研究者に使われているとしている。

ある正の整数  $x_0$  をシードとしてある整数  $a$  をかけ、さらに別の整数  $c$  を加える。この結果を  $y_1$  とすれば、

$$y_1 = a x_0 + c \quad (\text{A5-1})$$

式(A5-1)をある整数  $m$  で割ると新しい整数  $x_1$  を生み出すことができる。

$$x_1 = \text{MOD}(y_1, m) \quad (\text{A5-2})$$

この  $x_1$  に対して同じ操作をすれば、別の整数  $x_2$  を生み出すことができる。これらの操作を繰り返していけば、 $m$  よりも小さい非負の整数  $x_i$  列を生み出すことができる。 $m$  で  $x_i$  を割ると 0 と 1 との範囲での乱数を発生することが可能である。

### A.5.2. 正規分布に従う乱数の発生

$X$ がある累積密度関数(CDF)  $F(x)$  に従うとき、密度関数(DDF)  $f(x)$  は定義から次のように与えられる。

$$f(x) = dF(x) / dx \quad (\text{A5-3})$$

乱数  $U = F(x)$  が 0 と 1 の間にある一様分布に従う場合、 $U = F(x)$  によって定義される  $X$  がある CDF、 $F(x)$  を持つと仮定する。これらの関係は次の数学的表現で記述できる。

$$P[U = F(x) \leq u] = P[X \leq F^{-1}(u)] = F(F^{-1}(u)) = u \quad (\text{A5-4})$$

ここで  $u$  は一様乱数に従うので

$$u \sim U(0, 1)$$

ここで、 $F(x)$  を平均  $\mu$ 、分散  $\sigma^2$  の正規分布の CDF、つまり  $N(\mu, \sigma^2)$  に従うとすると

$$F(x) = P[X \leq x] = P[(X - \mu)/\sigma \leq (x - \mu)/\sigma] = \Phi((x - \mu)/\sigma) \quad (A5-5)$$

ここで

$$\Phi(X) = \int_{-\infty}^X \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \exp(-Z^2/2) dZ \quad (A5-6)$$

乱数  $X$  は次のように表現できる

$$x = \sigma \Phi^{-1}(F(x)) + \mu \quad (A5-7)$$

従って、もし  $F(X)$  を 0 と 1 の範囲からランダムに選べば、次の乱数変数  $X_i$  は次の変換を行うことで、理論的に正規分布  $N(\mu, \sigma^2)$  に従うことになる。

$$X_i = \sigma \Phi^{-1}(U_i) + \mu \quad (A5-8)$$

### A.5.3 対数正規乱数の発生

対数正規分布の定義から

$$F(X) = \Phi(\text{Log } x) = \Phi((x - \mu)/\sigma) \quad (A5-9)$$

上記の議論と同様に、 $\text{Log } X_i$  乱数列は次の変換を行うことで、理論的に正規分布  $N(\mu, \sigma)$  に従う。

$$\text{Log } x = \Phi^{-1}(F(x)) = \sigma \Phi^{-1}(F(x)) + \mu \quad (A5-10)$$

従って、次の変換によって乱数列  $X_i$  は、理論的に対数正規分布に従う。

$$X_i = \exp[\sigma \Phi^{-1}(U_i) + \mu] \quad (A5-11)$$

参考文献

Devroye L. (1986) *Non-Uniform random variate generation*. Springer-Verlag, New York, NY.

Newman T. G. and P. L. Odell (1971) *The generation of random variates*. Charles Griffin & Company Limited.

## 記 号

C	再利用施設での処理水中の腸管系ウイルス濃度
C*	摂取する再利用水中の腸管系ウイルス濃度
Ca*	摂取する再利用水中の許容腸管系ウイルス濃度
Cs	未消毒二次処理水中の腸管系ウイルス濃度
Ct	三次処理施設（再利用施設）の処理水中の腸管系ウイルス濃度
D	1回の暴露による用量
Di	i 番目の暴露による用量
E	ウイルスの環境での減衰係数
E[ ]	期待値 (Expectation)
p	ウイルス濃度がある決められた値を超えない時間確率、つまりウイルスによって生じる感染リスクがある許容リスクレベルを超えない時間確率（信頼性 (reliability)）
P	再利用水に暴露されるために生じる年間感染リスク
P*(Di)	1回の暴露によって摂取される用量生じる, Di.によって生じる感染リスク
Pa	腸管系ウイルスによって生じる許容年間感染リスク
Pa*	1回の暴露によって許容される腸管系ウイルスによる感染リスク
mg	未消毒二次処理水中の腸管系ウイルス濃度に関する対数正規分布の幾何平均
n	年間の暴露回数
R	三次処理での対数除去率、つまり三次処理での流入ウイルス濃度に対する残留ウイルス濃度の比の常用対数の絶対値
S	未消毒二次処理水の腸管系ウイルスに関する対数性分布の Spread factor: $S=10^\sigma$
V	腸管系ウイルスを含む再利用水の摂取水量
Ui	0 と 1 の間で発生する一様乱数列の i 番目の値
Xi	発生乱数列の i 番目の 値.
$\alpha, \beta$	ベータ分布モデルのパラメータ
$\gamma$	指数モデルのパラメータ
$\mu$	未消毒二次処理水中の腸管系ウイルス濃度を常用対数変換した対数正規分布の幾何平均
$\sigma$	未消毒二次処理水中の腸管系ウイルス濃度を常用対数変換した対数正規分布の標準偏差.
$\Phi$	腸管系ウイルスによって生じる年間感染リスク
$\Pi[ ]$	複数積の演算記号

## 謝 辞

本研究は、筆者が平成2年3月から平成4年3月まで米国カリフォルニア大学デービス校工学部土木工学科の大学院に留学したことをきっかけに始まったものです。本研究の遂行およびとりまとめに当たっては、多くの方々のご尽力を得ました。

米国カリフォルニア大学デービス校工学部土木工学科の浅野孝教授には、カリフォルニア滞在中はもちろん、日本に帰国後も、本研究のご指導を賜りました。また、本研究論文全般のとりまとめにも御助言をいただきました。厚く御礼申し上げます。また、米国カリフォルニア大学デービス校工学部土木工学科 Geroge Tchobanoglous 教授、Edward D. Schroeder 教授、カリフォルニア州水資源局の Richard Mills 氏にはカリフォルニア州での下水処理水再利用に関する研究について、適切なご助言をいただいたことに感謝いたします。

衛生学的な水質基準や感染リスク評価については、日本水環境学会に設置されている水中の健康関連微生物研究委員会での共同作業などを通じてレビューしたものです。摂南大学工学部金子光美教授をはじめ、水中の健康関連微生物研究委員会の委員の方々の協力に御礼申し上げます。

本研究の論文をまとめるに当たっては、京都大学大学院環境工学専攻宗宮功教授にご指導とご鞭撻をいただきました。深く御礼申し上げます。また、京都大学大学院環境工学専攻津野洋教授には、論文とりまとめに当たって有益なご助言とご指導をいただきました。心から御礼申し上げます。さらに、本論文を審査いただきました京都大学大学院環境地球専攻森澤眞輔教授に感謝いたします。

本研究をはじめのきっかけとなった米国留学と本論文のとりまとめを勧めていただいた国土交通省国土技術政策総合研究所中村栄一下水道研究部長に、感謝の意を表します。最後に、本研究の遂行と論文の完成を陰から支え、励ましてくれた家族に心から感謝いたします。